ISSN 1014-4218

BULLETIN
DES SERVICES
AGRICOLES
DE LA FAO

95

Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables

Organisation
des
Nations
Unies
pour
l'alimentation
et
l'agriculture

Copyrighted material

Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables

par
Uri Marchaim
MIGAL Galilee Technological Centre
Kiryat Shmona, Israël

BULLETIN
DES SERVICES
AGRICOLES
DE LA FAO

95

Rome, 1994

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

M-09
ISBN 92-5-203126-X

Tous droits réservés. Aucune partie de cette publication ne peut être reproduite, mise en mémoire dans un système de recherche bibliographique ni transmise sous quelque forme ou par quelque procédé que ce soit: électronique, mécanique, par photocopie ou autre, sans autorisation préalable. Adresser une demande motivée au Directeur de la Division des publications, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italie, en indiquant les passages ou illustrations en cause.

© FAO 1994

Copyrighted material

AVERTISSEMENT

Cette revue a été initiée par M. le Docteur Morton SATIN de la FAO à Rome, Chef du Service des Industries Agricoles et alimentaires à la Division des Services Agricoles, suite à de nombreuses demandes d'information relatives à l'adaptabilité de la technologie biogaz aux pays en développement. J'aimerais exprimer ma gratitude à l'équipe de la FAO pour sa collaboration pendant la préparation de l'étude et pour l'aide généreuse qu'elle m'a apportée pour contacter les personnes ressources en Asie du sud-est.

Il me paraît plus important de citer les chercheurs, techniciens impliqués dans le développement de la filière biogaz. Ceux-ci constituent la clé de voûte indispensable pour garantir le développement durable si souvent cité par tant de gens.

Leurs recherches, leurs travaux sur lesquels l'étude est basée, ne représentent qu'une petite partie des progrès déjà atteints par la filière biogaz; mes remerciements sincères leur sont adressés.

Enfin, je remercie mes collègues de MIGAL, en particulier, Georges NEY, pour son soutien si efficace dans la réalisation finale de cette étude.

This One
DPA3-PKS-8JWS
Copyrighted material

TABLE DES MATIERES

		PAGE
AVERTISSEMENT		iii
CHAPTRE I	PREFACE ET OBJECTIFS DE LA REVUE	1
	. Le développement durable	3
CHAPTRE II	INTRODUCTION ET OBJECTIFS	5
CHAPTRE III	BREF APERÇU HISTORIQUE SUR LA DIGESTION ANAEROBIE	11
	. Historique des développements technologiques	11
	. Intérêt actuel pour la digestion anaérobie	12
CHAPTRE IV	MICROBIOLOGIE, BIOCHIMIE ET PHYSIOLOGIE	15
	. Microbiologie et biochimie	15
	. Le Métabolisme microbien dans la digestion anaérobie	21
	. Les bactéries méthanogènes	23
	. Le métabolisme bactérien homoacétogénique	25
	. Les bactéries fermentaires et hydrolYtiques	26
	. Le transfert inter-espèces de l'hydrogène	28
	. Les bactéries méthanogènes - Distribution et taxonomie	29
	. Les méthanogènes dans les environnements salés	30
	. Influence de hautes teneurs en sel sur la digestion anaérobie	32
	. Les substrats de croissance pour les bactéries méthanogènes	33
	. Les exigences nutritionnelles et physiologiques	34
	. Influence des facteurs du milieu sur la digestion anaérobie	34
	. Influence du rapport Carbone/Azote sur la digestion	38
	. La biodégradabilité du stock nutritif dans les digesteurs	42
CHAPTRE V	LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT ET LE CONTROLE DES PATHOGENES	43
	. La pollution de l'environnement	43
	. Les besoins de décontamination	43
	. Le rôle du biogas sur l'environnement et l'écologie dans les pays en développement	48

Copyrighted material

PAGE

CHAPTRE VI COMPARAISON DES PROCEDES AEROBIE ET ANAEROBIE D'EPURATION DES EAUX 51

. Le traitement aérobie 51
. Le traitement anaérobie 54
. Les systèmes de traitement aérobie et l'épuration municipale 55
. Les études sur les filtres anaérobies 56
. Les lits fluidisés anaérobies 56
. Les études sur les digesteurs type UASB 57
. Conclusion 58

CHAPTRE VII LES PROCEDES ANAEROBIES, LES INSTALLATIONS ET SYSTEMES DE PILOTAGE 61

. Typologie des digesteurs 61
. La fermentation sèche en discontinu 61
. Le digesteur à dôme fixe (type Chinois) 62
. Les digesteurs indiens à dôme flottant (modèle Indien KV1C) 64
. Le modèle JANATA 66
. Le modèle à souple de Taïwan 67
. Le modèle piston 69
. Le filtre anaérobie 70
. Les réacteurs anaérobies à chicanes compartimentées 71
. Le procédé anérobie par contact 72
. Le lit de boues anaérobies à flux ascendant 73
. Les digesteurs cylindriques inclinés 74
. Le dimensionnement des digesteurs 74
. Comparaison de conceptions alternatives de digesteurs 77
. Les substrats destinés aux digesteurs 77
. Les problèmes mécaniques 78
. Les substrats solides 79
. Les prétraitements physiques des effluents et substrats solides 81
. Les traitements chimiques et biochimiques des substrats nutritifs 82
. Les effluents de digestion 83
. Les systèmes de contrôle dans les procédés de digestion 84
. Le contrôle des processus 86

Copyrighted material

PAGE

CHAPTRE VIII LE PREMIER PRODUIT ET SON UTILISATION 89

. Le biogaz est une source d'énergie alternative 89
. Utilisations domestiques 89
. Utilisations agricoles et industrielles 90
. Utilisation du biogaz pour les véhicules 90
. L'épuration du biogaz 91
. Propriétés physiques et chimiques du sulfure d'hydrogène 91
. Les origines du sulfure d'hydrogène dans les installations biogaz 92
. L'effet de H_2S sur les équipements de production et d'utilisaton du biogaz 92
. Moteurs 93
. L'odeur du biogaz 93
. Détermination de la teneur en H_2S 93
. Méthodes d'élimination de H_2S dans le biogaz 94
. Régénération 95
. Production et utilisation du biogaz en Chine 96
. Utilisation du biogaz en Inde 97
. Expérience d'une installation de biogaz à grande échelle à Hambran Penjab 97
. Effet des variations de temperature sur la production de gaz 98

CHAPTRE IX LE SECOND PRODUIT ET SON UTILISATION 99

. Les effluents digérés : le profit caché 99
. Utilisation de la biomasse sans digestion préalable 99
. Utilisation de la biomasse après digestion anaérobie 101
. Epandage de l'effluent 102
. Production d'algues 105
. L'utilisation de la digestion anaérobie dans la production d'aliments du bétail 106
. Valeur nutritionnelle de l'effluent dans les régimes d'alimentation 106
. Alimentation des poissons avec des effluents de bovins digérés 110
. L'effluent utilisé comme substrat pour la croissance des plantes et des cultures 112
. Utilisation en horticulture 114
. Expérimentation sur la croissance et le système racinaire 115

Copyrighted material

PAGE

. Utilisation des effluents pour la culture des champignons 115
. Procédés de compostage 118
. Procédés alternatif pour le compostage 121
. Le compostage est-il profitable ? 121
. Composition et digestibilité de différentes fractions granulométriques du lisier de bovins 122

CHAPTRE X APPROCHE INTEGREE DU PROCEDE DE DIGESTION ANAEROBIE 123

. Systèmes intégrés possibles 124
. Méthodologie d'étude des systèmes intégrés 125
. Systèmes intégrés actuels 126

CHAPTRE XI ECONOMIE DE LA DIGESTION ANAEROBIE 129

. Introduction 129
. Analyse de la faisabilité économique 130
. Analyse économique d'un fermenteur à usage domestique en milieu rural (Chine) 131
. Analyse économique des digesteurs cimentés à usage domestique dans les zones rurales en Chine 133
. Analyse économique des installations communautaires de biogaz en Chine 134
. Installations communautaires de biogaz en Inde 136
. Expériences d'évaluations économiques dans d'autres pays 137
. Analyse économique de la production rurale d'électricité à partir du biogaz en Chine 138
. Elevages industriels et commerciaux 139
. Estimation de la faisabilité d'une installation communautaire de transformation 141
. Etude d'évaluation économique pour une installation communautaire de taille réelle 142
. Les produits de l'installation 143
. Estimation de la faisabilité pour un système de transformation des déchets agricoles 144
. Analyse économique 147
. Résumé et conclusions pour les installations villageoises communautaires 153
. Conclusion pour l'expérience chinoise 153
. Problèmes dans l'évaluation des installations communautaires indiennes de biogaz 154
. Gisements de matières organiques 154

Copyrighted material

PAGE

. Temps de travaux pour la collecte des matières organiques et de l'eau et pour l'exploitation et la maintenance du digesteur 155
. Maintenance 155
. Evaluation économique 155

CHAPTRE XII CONTRAINTES TECHNIQUES ET ECONOMIQUES A L'INTEGRATION DES INSTALLATIONS BIOGAZ À LA FERME 157

. Constraintes qui retardent la diffusion des installations 157
. Exigences pour l'optimisation d'une installation biogaz intégrée 159
. Nouveaux encouragements à la construction d'installations biogaz 161

CHAPTRE XIII PROGRAMMES BIOGAZ DANS LES PAYS EN DEVELOPPEMENT 163

. L'expérience du biogaz en Chine 164
. Potentiel pour la production du biogaz et la construction de digesteurs 165
. Utilisation du biogaz 166
. Utilisation des effluents 166
. Aspects économiques 167
. Aides financières 167
. Formation en technologie biogaz 168
. Organisation du secteur du biogaz 169
. Potentiel pour la production de biogaz et la construction de digesteurs 174
. L'expérience du biogaz en Inde 174
. Installations de biogaz 175
. Production de biogaz 175
. Utilisation du biogaz 175
. Utilisation des effluents 175
. Coûts d'installation 175
. Coût et économie annuels 176
. Aide fiancière du Gouvernement 176
. Organisation du secteur du biogaz 176
. Organisation du secteur de l'énergie 182
. Installations et construction 182
. Utilisation des effluents 182
. Coûts et bénéfices 183
. Recherche et développement 183
. Expériences avec le biogaz 183

Copyrighted material

PAGE

. Installations 185
. Utilisation des effluents 186
. Coûts et bénéfices 186
. Expériences avec le biogaz 186
. Organisation du secteur du biogaz 186
. Amérique Latine et Caraïbes 187
. Afrique 190

ANNEXE 1 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUE 193

ANNEXE 2 GLOSSAIRE 211

ANNEXE 3 INSTITUTS ET CHERCHEURS 215

Copyrighted material

CHAPITRE I

PREFACE ET OBJECTIFS DE LA REVUE

Dans les pays en développement comme dans les pays industrialisés, il apparaît une reconnaissance croissante du besoin d'une meilleure efficacité, pour des motifs techniques comme économiques dans l'utilisation et l'exploitation des ressources. Les systèmes pour la récupération et l'utilisation des déchets domestiques et communautaires prennent une importante place dans les communautés du tiers monde.

De nos jours, un nouveau programme sur l'environnement se met en place, et attire l'attention des politiciens et du grand public au sens large. Ses objectifs sont à la fois pratiques et urgents : Ils concernent la survie de l'homme, de l'animal et des plantes sur de vastes étendues de notre globe. Les questions d'actualité portent sur la désertification, la déforestation, l'érosion des sols, la croissance démographique et la prolifération des élevages agro-industriels, la destruction des équilibres écologiques, l'accumulation des déchets.

En somme, les politiques nécessaires pour recoller au présent et se confronter aux enjeux d'aujourd'hui et de demain impliquent une vision nouvelle, une autre diplomatie, un autre leadership et des politiques nouvelles. Dans un monde caractérisé par des problèmes quotidiens complexes et économiquement liés, les intérêts financiers et sécuritaires des pays industrialisés méritent d'être reconsidérés dans un contexte plus large et plus global. Ces nouveaux problèmes pointus se posant au monde proviennent d'une part, de la pauvreté et de l'excessive croissance de la population dans les pays en développement ou, d'autre part, de l'utilisation insouciante et excessive des ressources naturelles dans les pays développés, avec un impact cumulatif plus important dans les pays pauvres que dans les pays riches. Bien que la plupart des problèmes aient déjà été identifiés depuis un certain temps, ils impliquent un nouveau programme pour la planète.

L'émergence d'une telle approche nouvelle s'est accompagnée par la prise de conscience croissante que les objectifs de la conservation de l'environnement associée à la croissance économique à la fois dans les pays industrialisés et ceux en développement sont plutôt complémentaires contrairement à l'opinion largement répandue. A.W.Clausen, Président de la Banque Mondiale a insisté sur ces relations : "Il y a une prise de conscience accrue de la nécessité de protéger l'environnement pour garantir la continuité du développement économique sur le long terme. La préservation au sens large, n'est pas un luxe réservé aux peuples riches concernés par les vacances ou les parcs d'attraction. L'objectif de croissance économique lui même impose un souci durable pour la gestion des ressources". Les objectifs prioritaires sont l'obtention de résultats économiques et environnementaux à travers des projets durables de mise en valeur des ressources et de leur utilisation, et de programmes adaptés aux pays en voie de développement. Le recours à la digestion anaérobie intégrée à un système de mise en valeur des ressources dans les pays en développement est d'importance pour résoudre les problèmes, qu'ils soient de nature écologique ou économique.

Copyrighted material

La durabilité des systèmes de gestion des déchets dépend des synergies entre les politiques, la technologie et l'économie. Cette intégration est particulièrement importante dans les systèmes de récupération des ressources. Cette étude vise à fournir aux gouvernements, aux agences de développement, aux consultants et toutes autres personnes, les renseignements nécessaires pour le développement et la mise en oeuvre de politiques de gestion des déchets. Elle synthétise les derniers développements de la digestion anaérobie applicables aux pays en développement, tels que publiés dans les revues anglophones avant 1990.

Cette revue a été réalisée pour essayer d'apporter des réponses aux questions que se posent les responsables des pays en développement à propos des apports de la digestion anaérobie à travers le monde, laquelle apporte la santé, des avantages économiques via la fermentation des résidus d'élevage, de récolte, de litière, et parfois dans certains cas à partir d'excréments et de boues. L'étude résume les principales caractéristiques de la digestion anaérobie et ses bases fondamentales à la fois sous les aspects microbiologiques et pratiques; elle discute les différents produits obtenus à partir du procédé et leur utilisation, spécifique ou intégrée, dans le cadre d'un système global de recyclage, ce, dans les différentes parties du monde; elle présente une brève analyse des aspects économiques à l'échelle familiale et commerciale et fournit quelques renseignements sur les programmes biogaz mis en oeuvre dans plusieurs pays en développement. Elle en décrit les avantages et les inconvénients.

L'étude inclut en outre quelques renseignements techniques et une collection de références, une liste des compagnies et groupes impliqués dans le monde de la technologie du biogaz.

La question de l'opportunité d'une nouvelle revue peut être posée.

1. Lorsque les prix du pétrole commencèrent à baisser en 1986, les consommateurs de pétrole poussèrent un soupir de soulagement, bien qu'en fait, la crise de l'énergie ne fut pas achevée. Plus de la moitié de la population mondiale fait la cuisine et se chauffe au bois, avec de la bouse de vache ou des résidus de culture. Pour la plupart de ces populations, le pétrole bon marché est cause de réjouissance, tandis que le développement des bioénergies, d'un autre côté, constitue une approche réaliste pour une amélioration de la vie économique et sociale. Les récents développements des technologies dans ce domaine doivent être transférés et être intégrés aux infrastructures existantes des pays en développement.

2. De nos jours la technologie anaérobie est largement considérée comme la technologie de référence pour de multiples applications aux traitements des déchets.

   De nouveaux plans d'installation sont en voie de commercialisation à grande échelle, des progrès sont en bonne voie et des développements technologiques se focalisent sur des applications aux pays en développement.

Copyrighted material

3. Les nouvelles approches et procédés déjà développés en vue d'améliorer la qualité et l'usage des effluents issus de la digestion anaérobie justifient le besoin de mieux valoriser économiquement les procédés bioénergétiques.

4. La biodégradation efficace des résidus organiques en méthane nécessite l'activité métabolique coordonnée de différentes populations bactériennes.

   Les récents résultats d'expérimentations physiologiques et biochimiques sont présentés en vue d'expliquer les principes fondamentaux du métabolisme des populations microbiennes en culture mixte lequel conditionne le rendement de la dégradation de la matière organique.

5. L'énorme essor de la technologie informatique et de ses utilisations rend possible d'une part, la simulation et les projections par modélisation des processus de digestion anaérobie, et d'autre part, facilite l'intégration de systèmes contrôlés à l'intérieur des procédés.

6. Enfin, bien que ce ne soit pas le dernier, l'aspect écologique ou le souci pour l'environnement est devenu un sujet de prise de conscience pour la communauté mondiale, et nous sommes désormais convaincus de la nécessité de préserver l'environnement qui nous a été légué dans l'intérêt de la qualité de notre vie et de celle de nos enfants. Ce comportement tend à guider notre attitude vis à vis de la gestion des résidus, et fait l'objet d'encouragements croissants de la part des gouvernements des pays riches comme de ceux en voie de développement.

La présente revue, par ailleurs, vise à actualiser les connaissances des étudiants, praticiens et consultants concernés par les technologies du biogaz, et aussi à contribuer à faire progresser les procédés biogaz vers des étapes nouvelles.

Le développement durable

Dans les pays en voie de développement, il est certain que les principales causes des problèmes relatifs à l'environnement proviennent du retard qu'affiche le développement rural. Dans le cadre d'un combat pour la nourriture et le carburant, de vastes étendues de végétation, d'arbres et arbustes sont détruites et dénudées pour fournir du bois de chauffage des cultures vivrières et des fourrages. La conséquence est l'affaiblissement des équilibres écologiques dans ces pays, et la destruction continue des ressources naturelles normalement renouvelables. Il y a un besoin urgent d'un développement rural qui associe les mesures à court terme liées à la survie avec des propositions sur le long terme visant à préserver les ressources de base et améliorer la qualité de la vie tout en garantissant le futur. Malheureusement, beaucoup de communautés rurales sont si pauvres qu'elles ne bénéficient pas de la flexibilité économique qui serait utile pour réduire la consommation des ressources à des fins de préservation. Des mesures protectionnistes sont nécessaires pour au moins maintenir le niveau de vie actuel de ces communautés, voire l'améliorer, en prenant en compte leurs connaissances locales sur l'écosystème et identifier des solutions efficaces pour garantir la durabilité de l'utilisation des ressources.

Copyrighted material

En accord avec la stratégie sur la conservation du monde en matière de développement durable, (comme souligné par IUCN, PNUE, WWF, FAO et UNESCO), qui reconnaît les besoins d'une initiative internationale à mettre en oeuvre, d'actions incitatives et d'appui aux actions nationales, il est nécessaire d'agir d'une manière intégrée pour aborder les nombreux problèmes posés. La coopération entre nations et organisations peut faciliter le déploiement des moyens disponibles mais limités et, de ce fait, renforcer les perspectives d'un développement durable et d'une conservation du milieu. Des actions internationales concertées peuvent apporter énormément à la restauration de l'environnement en luttant contre la pauvreté du milieu, et permettre aux Etats de mieux gérer leurs ressources, sous réserve que les projets soutenus soient fondés sur le respect de l'environnement et mis en oeuvre en prenant en compte l'écologie locale. Le tout premier objectif de la Stratégie Globale pour la conservation est le maintien des équilibres écologiques essentiels, tels que la protection, la régénération des sols, le recyclage des éléments nutritifs, l'épuration de l'eau, ensemble dont dépend la survie de l'humanité. Une part de ces objectifs peut être atteinte, en cas d'urgence, en recourant à des procédures de gestion rationnelle de la matière organique, et, dans les pays en développement, en aidant la population à conserver ses ressources de base, condition impérative pour assurer la mise en valeur des ressources en énergie et en sol.

Une de ces possibilités est la production de biogaz à partir des résidus organiques d'origine agricole. Ces matières sont biodégradables naturellement, elles peuvent aussi apporter un bénéfice substantiel si elles sont valorisées au niveau des fermes. Dans l'objectif de répondre à la stratégie globale de conservation des ressources, l'accroissement des actions de formation des hommes, et une prise de conscience élargie sont nécessaires et doivent être accompagnées par des programmes de recherche finalisés et une politique de communication à la base. Conserver les ressources et assurer un développement durable au bénéfice des populations rurales qui ne disposant actuellement que de bois, de résidus de récolte et bouses de vache comme source d'énergie, apparaît comme l'unique alternative à opposer à leur disparition. La production de biogaz répond aux besoins économiques à court terme et, par son caractère conservatoire, contribue à mettre fin au processus de dégradation.

Copyrighted material

CHAPITRE II

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

Le traitement anaérobie constitue une application de mécanismes biologiques, s'exerçant en l'absence d'oxygène et correspond à la destruction de la matière organique et à sa stabilisation par transformation en méthane, gaz carbonique et en un résidu proche de la stabilité. La fermentation anaérobie de la matière organique fut découverte très tôt, dès le 18ème siècle, et c'est au milieu du 19ème siècle qu'il fut clairement démontré que des bactéries anaérobies étaient responsables du processus de décomposition. Cela fait juste un siècle que la digestion anaérobie est considérée comme une voie efficace pour le traitement des effluents et matières nauséabondes. Depuis cette époque, les applications de la digestion anaérobie se sont solidement développées tant sous les aspects microbiologiques que chimiques. Les considérations d'ordre environnemental et les besoins en énergie renouvelable ont suscité un certain intérêt et bénéficié de soutiens financiers considérables tant dans les pays industrialisés qu'en voie de développement. Des recherches et travaux d'application ont été développés dans ces deux directions et de nombreux procédés recourant à la digestion anaérobie ont été mis en oeuvre dans plusieurs pays.

La digestion anaérobie propose une gamme attractive de perspectives et solutions sur des thèmes aussi planétaires que sont la production d'énergies alternatives, la gestion hygiénique des effluents domestiques, animaux, municipaux et industriels, le contrôle de la pollution dans l'environnement et l'élargissement des sources d'alimentation. La plupart des données disponibles sur les digesteurs à biogaz se référent initialement à deux types d'architecture, les installations à couvercle flôttant et celles à dôme fixe.

Les techniques prometteuses telles que les enveloppes souples, la fermentation en sec, les modèles piston, les filtres, et réacteurs en anaérobie mixte devraient être étudiés pour constituer un solide référentiel technique permettant l'aide à la décision en matière d'évaluation de la viabilité des technologies anaérobies. Parallèlement avec cet intérêt grandissant, plusieurs procédés novateurs ont été développés, laissant espérer un traitement plus économique et des applications dépassant les seuls effluents, tel que le traitement des déchets agricoles et industriels, les résidus solides, la fraction organique des ordures ménagères etc... ainsi que la génération non seulement d'énergie alternative mais aussi la production de nouveaux produits utiles tels que les substituts fourragers, les supports pour culture de champignons et cultures sous serre en complément de la fourniture habituelle de fertilisants organiques.

D'autres avantages caractérisent la digestion anaérobie, tels que la suppression des odeurs, la réduction voire l'élimination des germes pathogènes (en fonction de la température du traitement) et la possibilité de recycler sans dommage les boues résiduelles. La technologie de la digestion anaérobie n'a pas encore atteint ses potentialités en matière de production d'énergie. Dans de nombreux pays industrialisés, les programmes sur le biogaz sont souvent confrontés (à l'exception du traitement des effluents) à des difficultés

Copyrighted material

d'exploitation, à des coûts de construction prohibitifs et enfin, jusqu'à nos jours, au problème du faible coût de l'énergie.

Dans la plupart des pays en développement, l'expansion de la filière biogaz a été litteralement bloquée en attendant de meilleures opportunités économiques, une programmation structurée et des procédures financières incitatives. Dans d'autres pays en développement, la diffusion de la filière s'avère lente, non urgente du fait de l'existence de carburants locaux encore bon marché tels que le bois pour le chauffage. La technologie biogaz est aussi potentiellement intéressante pour améliorer le recyclage des éléments nutritifs dans le sol. La combustion de carburants locaux tels que bouses de vache, résidus de culture dans des pays où ils sont utilisés comme carburants conduit à un grave déséquilibre écologique par le fait que les éléments nutritifs tels que l'azote, le phosphore, le potassium et les oligo-éléments sortent, pour une grande part, du système. La production de biogaz à partir de la matière organique, en effet, ne produit pas seulement de l'énergie, puisqu'elle conserve les éléments nutritifs, lesquels, si possible, sont recyclés au sol sous forme de boues. Le substrat issu de la fermentation agit de plus comme un agent structurant en contribuant à la fabrication de l'humus. La fertilisation du sol peut être réalisée en recyclant directement les résidus frais sur le sol sans fermentation anaérobie ; toutefois cette dernière garantit un compost de meilleure qualité. Des travaux réalisés en Chine indiquent que le compostage anaérobie augmente de 30% la productivité de la terre par rapport à un apport équivalent de fumier aérobie (Van Buren 1979).

Cette performance est liée à la nature des processus biochimiques s'exerçant au cours de la fermentation, dont une conséquence est la présence de l'azote dans l'effluent sous une forme plus accessible pour la plante, ainsi qu'à la très faible déperdition de l'azote tant au cours de la digestion que pendant la phase de compostage et stockage. Par ailleurs, la stabilité de l'effluent digéré, sa faible DBO et DCO sont parfois des propriétés plus intéressantes que la seule production de biogaz (Gosling 1980 ; Marchaim 1983).

Dans le domaine de la santé publique, de la maîtrise de la pollution, la technologie du biogaz peut résoudre l'important problème des effluents sanitaires. Leur fermentation peut réduire le parasitisme, en abaissant de 90% la densité de bactéries pathogènes. (Feachman *et al.* 1983 ; McGarry et Stainforth 1978 ; Van Buren 1979 ; Klinger et Marchaim 1987), ce qui interrompt le cercle vicieux de la réinfection par la consommation de l'eau généralement non traitée dans de nombreuses régions rurales. Le traitement des déchets industriels par voie anaérobie est par ailleurs également envisageable.

De nombreux planificateurs et ingénieurs ont manifesté leur désir d'accéder à des informations sur la filière anaérobie et la technologie de production de biogaz. L'engagement du siège de la FAO à Rome à rassembler les éléments fondamentaux propres aux digesteurs et à leur exploitation, en vue d'évaluer leur faisabilité technique et économique constitue la principale justification de cette étude. Un dossier complémentaire qui décrira plus en détail les aspects techniques sera publié dans le but de mettre en évidence la complexité de cette technologie interdisciplinaire qui implique une vision élargie de l'ensemble d'un programme ciblé sur l'identification des types et dimensions des installations de digestion.

La présente étude tente de fournir seulement quelques renseignements essentiellement de base sur l'aspect ingénierie, tout en donnant quelques éléments plus

Copyrighted m

détaillés sur les aspects biochimiques et microbiologiques, et en insistant sur les aspects socio économiques relatifs aux programmes biogaz et à l'usage des produits de fermentation en particulier dans les pays en voie de développement. Les références présentées peuvent nourrir des études plus approfondies dans certains domaines jugés intéressants. Le chapitre sur la production de biogaz et ses usages donne une idée des possibilités d'application des technologies de biogaz appliquées au traitement des eaux usées.

Cette revue est aussi destinée à appuyer les ingénieurs et les responsables des gouvernements et agences de financement confrontés aux enjeux actuels et futurs et à des prises de décision relatives à la promotion de la technologie de méthanisation comme source d'énergie alternative, solution pour la conservation et l'amélioration de la fertilité des sols, comme base pour l'alimentation des poissons et animaux, pour la réduction de la pollution, et autres utilisations utiles telles que la lutte contre les pathogènes présents dans les déchets sanitaires et animaux. Les recherches en cours, les expériences, les programmes en cours de réalisation contribuent à accroître rapidement nos connaissances sur la digestion anaérobie, ceux-ci devraient aboutir à des installations types performantes susceptibles d'améliorer en toute situation la qualité de la vie. Les colloques internationaux sur la digestion anaérobie qui sont tenus tous les deux ou trois ans demeurent une excellente occasion pour actualiser les informations sur les développements plus récents. Les rapports qui sont publiés après chaque rencontre sont à ce titre d'un grand intérêt pour les chercheurs, les économistes et les décideurs.

En vue de tirer des conclusions sur la faisabilité de la digestion anaérobie, deux approches sont proposées. Une analyse financière stricte, comprenant l'analyse des bénéfices monétaires attendus des ventes ou réutilisation des produits (méthane, gaz carbonique effluents et leurs applications) à comparer aux coûts d'investissement et de fonctionnement; ou bien une évaluation sociale des entrées et sorties incluant des effets difficiles à cerner tels que l'amélioration de la santé publique, la réduction du déboisement et la plus faible dépendance de l'importation de carburants fossiles, ensemble de facteurs faisant l'objet d'une analyse sociale coût-bénéfice. Aucune méthodologie n'est encore reconnue pour évaluer ces avantages sociaux de telle sorte que les analyses économiques comparant le biogaz à d'autres énergies renouvelables ou conventionnelles sont difficiles et doivent être adaptées à chaque contexte local. Pour évaluer la faisabilité économique des programmes biogaz, il est impératif de distinguer 4 champs d'application : 1° les installations domestiques ; 2° les unités collectives; 3° les grandes unités d'élevage à caractère commercial ; 4° les projets industriels ou municipaux. Dans chacun de ces cas, la faisabilité économique dépend étroitement de la forme de substitution du biogaz au gaz de cuisson, d'éclairage, à l'électricité ou à la force motrice, et de l'effluent susceptible de se substituer à du compost, du conditionneur de sol ou à de l'aliment pour pisciculture ou élevage, ensemble de produits ayant un coût d'acquisition. A titre d'exemple, une installation a de fortes chances d'être rentable lorsque les agriculteurs, ou la communauté, dépensent une fraction significative des recettes pour les carburants (gaz, pétrole, charbon), les engrais (nitrate et urée) ou des tourbes comme support de culture sous serre. L'économie peut devenir substantielle dans l'agriculture ou l'industrie, là où le coût de la décharge des rebuts est considérable. Dans ce cas de figure, l'excédent de production doit être vendu pour aider à l'amortissement de l'investissement initial. Lorsque la population est en charge du traitement des déchets, ou si des amendes sont prévues, le choix du procédé est déterminant sur le plan financier. Si les produits ne génèrent pas de ressources ou s'ils ne contribuent pas à réduire les charges, alors la rentabilité de

Copyrighted material

l'investissement décroît, ce qui est le cas pour la collecte gratuite du bois ou des bouses de vache, ou lorsque le prix de l'énergie est bas. Si des critères plus vastes sont utilisés, en particulier dans les pays ou le gouvernement et la population sont au fait des problèmes d'écologie, ou par exemple si le problème du réchauffement global (effet de serre) est considéré, alors dans ce cas, l'analyse de faisabilité nécessite une connaissance des ressources réelles où le calcul des coûts d'opportunité des entrées et sorties. Lorsqu'il est possible de prendre en compte les effets sur la santé, l'amélioration de la productivité agricole, la lutte contre le déboisement, et la réduction de la dépendance vis à vis de l'extérieur, les conclusions des analyses économiques globales aboutissent à des conclusions plus positives comparativement aux strictes études financières.

Les facteurs techniques, sociaux et économiques, les appuis gouvernementaux, les accords institutionnels, le niveau d'industrialisation et de commercialisation des installations de méthanisation, la disposition des équipements sont en étroite interaction. Tous influencent le développement d'un programme de promotion du biogaz. Se limiter à un seul aspect ne suffit pas pour atteindre des résultats satisfaisants. Il existe ainsi une grande variation du nombre d'installations dans les pays en développement selon l'importance de l'intérêt et des supports qu'y accordent les gouvernements. La Chine, l'Inde, et la Corée du sud ont implanté un grand nombre d'unités, depuis 7 millions en Chine à 30 000 unités en Corée du sud. D'autres pays en développement en possèdent à peu près 1 000, le plus souvent moins de 200. La pauvreté relative des populations rurales ou urbaines dans ces pays, se traduisant par le manque de capital, est une contrainte économique particulièrement pesante. D'un certain côté, il faudra s'attendre à un développement lent du programme si l'aménagement doit impliquer un grand nombre d'acteurs, et obtenir leur coopération, de l'autre, cette mobilisation aura pour effet de considérablement améliorer l'économie des investissements et les bénéfices pour la société. Certaines unités de grande taille implantées en zone rurale ont prouvé leur rentabilité économique à la différence de petites unités domestiques de petite taille caractérisées par une maintenance déficiente et une insuffisante valorisation des produits.

Quelques activités intéressantes liées à des opérations biogaz communales ont été opérationnelles sur plusieurs années en Italie (De Poli 1990). L'intérêt que porte les secteurs privés et commerciaux à la digestion anaérobie s'accroît sérieusement en relation avec la politique de taxation des gouvernements, les subventions qui modifient les prix par rapport aux carburants fossiles et aux engrais et la législation relative au contrôle de la pollution; ensemble de facteurs influençant la croissance des programmes biogaz. Les structures institutionnelles de programmation et les politiques gouvernementales constituent les forces initiales et motrices pour la promotion de la filière biogaz. Dans de nombreux pays en développement, les infrastructures susceptibles de diffuser l'information auprès des techniciens, des politiques et utilisateurs potentiels sont inexistantes. L'évaluation continue qualitative et quantitative des activités est nécessaire pour améliorer la technologie et en adapter les applications à chaque pays. En général, la coordination des programmes n'existe pas, à l'exception de la Chine, où celle-ci concerne les projets de recherche développement et les agences d'exécution. Les programmes biogaz qui se sont rapidement développés ont bénéficié d'un important appui du gouvernement, sous forme de subventions d'équipement et de primes incitatives.

Copyrighted mat

En résumé, la technologie du biogaz fait l'objet d'une attention croissante de la part des responsables des pays en développement, en raison de son aptitude à apporter une solution économiquement viable aux problèmes suivants :

a. Dépendance des importations en carburants.
b. Déforestation, qui entraîne l'érosion des sols et par suite une dégradation de la productivité agricole.
c. Fourniture peu coûteuse d'engrais nécessaires à la croissance de la production agricole.
d. Dépôt des déchets sanitaires nuisibles pour la santé publique.
e. Décharge des résidus industriels, source de pollution de l'eau.

Compte-tenu de la portée de cette filière, il apparaît utile de présenter les développements dignes de mémoire qui ont concerné la digestion anaérobie depuis les cent dernières années. Ce qui permettra dans de nombreux cas de bien comprendre la situation qui prevant à la fin du 20ème siècle.

Copyrighted material

CHAPITRE III

BREF APERÇU HISTORIQUE SUR LA DIGESTION ANAEROBIE

Historique des développements technologiques

L'apparition de lumières tremblotantes émergeant à la surface d'eaux marécageuses fut remarquée par Plinius (Van Brakel, 1980) ; et Van Helmont, au 17ème siècle, mentionna des émanations d'un gaz inflammable à partir de dépôts de matière organique. Volta est reconnu pour avoir considéré la digestion méthanique d'un point de vue scientifique. Dès 1776, il était arrivé à déduire que la production du gaz était fonction de la quantité de déchets organiques en putréfaction, et que dans une certaine proportion, le gaz formé constituait avec l'air, un mélange explosif. En 1804-1810, Dalton, Henry et Davy découvrirent la composition chimique du méthane, et confirmèrent que le gaz de charbon était très peu différent du gaz de marais cité par Volta. Ils montrèrent que le méthane était produit à partir des résidus animaux en décomposition. La France est reconnue pour avoir apporté une des premières contributions significatives dans le domaine du traitement anaérobie de matières solides en suspension dans un liquide.

En 1884, Gayon, étudiant auprès de Pasteur, fermenta du fumier à une température de 35°C et obtint 100 litres de méthane par m^3 de substrat. Il conclut à la capacité du gaz à produire de la chaleur et de la lumière. Ce n'est que vers la fin du 19ème siècle que le processus de méthanogénèse fut identifié et relié à une activité microbienne. En 1868, Bechamp dénomma " organisme" le responsable de la production de méthane à partir de l'éthanol. Cet organisme était apparemment constitué d'une population mixte du fait que Bechamp fut capable de démontrer que les produits de fermentation pouvaient varier en fonction du type de substrat. En 1876, Herter rapporta que l'acétate contenu dans des boues d'épuration se transformait, en proportions stoechiométriques, en parts égales de méthane et de gaz carbonique (Zenher 1978, 1982).

Dès 1896, le gaz issu des boues était utilisé pour éclairer les rues d'Exeter en Angleterre, tandis que le gaz issu de la fermentation des effluents sanitaires de l'asile Matinga Leper à Bombay en Inde, était utilisé pour l'éclairage en 1897. C'est alors que Travis (1904), mit en oeuvre un nouveau procédé, en deux étapes, par lequel les matières en suspension étaient séparées de l'effluent et envoyées dans une chambre spécifique ou s'effectue l'hydrolyse. En 1906, Songhen fut capable de cultiver deux bactéries distinctes consommatrices d'acétate, et montra que le formate et l'hydrogène associés au gaz carbonique pouvaient agir comme des précurseurs du méthane.

D'un point de vue pratique, Boswell, engagea des études sur la digestion anaérobie dans les années 1920 et identifia certaines propriétés telles que le devenir de l'azote, les caractéristiques stoechiométriques de la réaction, la production d'énergie à partir des déchets fermiers et l'utilisation du procédé pour les déchets industriels (Boswell et Neave 1930 ; Boswell et Hatfield 1936).

Copyrighted material

Les travaux de Barker ont apporté une contribution significative à notre connaissance de la bactérie méthanogène, et ses cultures *in vitro* ont permis de développer des études biochimiques de base (Barker 1956). Schnellen (1947) isola deux bactéries méthanogènes : *Methanosarcina barkeri et Methanobacterum formicicum* qui sont encore à l'heure actuelle étudiées.

Le chauffage des digesteurs constitue une utilisation pratique du méthane produit par la réaction anaérobie. Il est intéressant de noter qu'en Allemagne, de 1914 à 1923 le méthane était collecté pour générer de la puissance nécessaire au traitement biologique des plantes, le réchauffement du digesteur étant couplé au circuit de refroidissement des moteurs fonctionnant au biogaz. De nombreuses études complémentaires conduisirent à une meilleure compréhension de l'importance de l'ensemencement et du contrôle du pH sur le fonctionnement du réacteur. La plupart de ces travaux reste encore d'actualité, et ceux qui traitent du biogaz comme source d'énergie devraient gagner en intérêt s'ils prenaient en compte ces travaux préalables.

Intérêt actuel pour la digestion anaérobie

A la fois dans les pays en développement et les pays industrialisés, le besoin de répartir et exploiter techniquement et économiquement les ressources est reconnu. Les procédés pour recycler et réutiliser les déchets domestiques ou collectifs prennent une place prédominante au sein de la communauté internationale. Au cours de ces dernières années, la fermentation anaérobie a fait l'objet de développements sur la base d'une technique relativement simple de conversion de la biomasse :

a) Traitement des résidus organiques et des effluents pour une gamme étendue de charges organiques et de concentrations.
b) Production et utilisation de l'énergie.
c) Amélioration de l'hygiène.
d) Production de fertilisants de haut de gamme.

La recherche et développement est passée des études de base sur la fermentation de substrats homogènes avec des charges en matière solide de l'ordre de 5-10 %, à la digestion de substrats plus complexes qui ont nécessité la modification des installations. Les principaux champs d'application de la Recherche-développement sont :

a) La fermentation compatible avec des charges élevées en matière organiques.
b) Le taux élevé de dégradation des effluents dilués émanant de l'agro-industrie, comprenant la séparation des phases durant la fermentation, la fixation des micro-organismes.
c) La fermentation et la réutilisation de certains substrats dans l'exploitation agricole.
d) La purification du biogaz.
e) Simplicité et efficacité du procédé de construction pour des installations standardisées.
f) Le traitement des effluents domestiques.

Copyrighted material

La digestion anaérobie pour de fortes concentrations en matière organique peut être menée à bien si la concentration en bactéries est maintenue à un niveau élevé. Des essais pilotes, sur des mélanges de fumier et purin ont permis de réduire les temps de rétention qui sont passés avec succès de 20 à 8/10 jours grâce à une technique spéciale de mélange garantissant une séparation périodique des substrats. Par ce procédé, la phase liquide est progressivement enrichie en matière organique dissoute qui vient au contact de la fraction solide caractérisée par une densité élevée de bactéries actives.

Les composés organiques en solution peuvent normalement être dégradés plus rapidement que les matières solides en suspension. Si le temps de rétention peut être modulé séparément pour la phase liquide et la phase solide, le procédé peut fonctionner à de forts taux de charge. Des techniques similaires sont en cours d'étude en vue de larges applications dans la plupart des pays qui développent des programmes de recherche et développement et des actions de promotion de la filière biogaz. C'est ainsi qu'aux Pays Bas, un effort intense est développé pour réduire la concentration en matière organique des substrats digérés, et pour diminuer le volume des effluents produits par le secteur agricole. Dans ce pays, reconnu pour son importante activité d'élevage, les problèmes de pollution des sols et des eaux se posent avec de plus en plus d'acuité, situation que l'on retrouve dans les pays ayant un secteur élevage important. Un système à deux étapes est en cours de développement et de mise au point concernant les résidus solides agricoles (déchets de serre, fraction biodégradable des ordures ménagères, résidus de l'industrie sucrière etc).

La première étape est constituée par un compartiment de traitement par hydrolyse et acidogénèse dans lequel les jus percolés sont recyclés. Le percolat est ensuite traité en conditions anaérobies dans un second compartiment puis recyclé à nouveau dans l'unité de percolation. Le temps de rétention dans le premier compartiment dépend de la digestibilité du substrat, et peut durer jusqu'à plusieurs mois. Un autre système est en cours de mise au point en vue du traitement de la fraction organique des résidus ménagers. Après mélange avec l'effluent recyclé et macération, le substrat est injecté par pompage dans le premier compartiment. Là, les conditions thermiques (37°C et un temps de rétention de 12-24h) sont à tel point favorables que les populations bactériennes se développent rapidement et dégradent la cellulose. Cette population dans laquelle les bactéries ciblées jouent un rôle prépondérant, est semblable à celle contenue dans la panse des ruminants. Après le passage dans le premier compartiment, le mélange est artificiellement drainé, la fraction liquide étant mise en fermentation anaérobie (cf réacteur UASB), puis recyclée dans le compartiment mélangeur. Une partie de la fraction solide est renvoyée dans le premier compartiment, le reste étant évacué. Pour faire face à la pénurie d'eau et aux risques de pollution, le Japon a engagé depuis 1985 un programme de 6 années de recherche et développement sur le recyclage des eaux et la récupération d'énergie par la voie anaérobie avec le support du Ministère du Commerce Extérieur et de l'Industrie (AQUA RENAISSANCE 90). L'objectif du projet est de définir une technologie garantissant, le traitement à coup faible des effluents industriels, boues, etc, la réutilisation des effluents à l'aide d'un bioréacteur travaillant sous haute concentration et associé à une technique de séparation par membranes, ensemble garantissant une productivité élevée en méthane ainsi que la récupération d'autres produits utiles. Les domaines d'activités principaux du projet sont :

a) Micro-organismes et bioréacteurs (lits fixés, lits fluidisés, réservoir à séparation en deux phases, procédés de type UASB).

Copyrighted material

b) Techniques membranaires (polymères organiques et céramiques), techniques et modules.

c) Système de capteurs et contrôle : mesure directe de l'activité des micro-organismes en vue de contrôler et optimiser la réaction.

d) Traitement complet de l'eau : la technologie devant intégrer l'ensemble de celles qui précèdent.

En prenant en considération l'organisation hiérarchique de la structure qui assure la promotion du biogaz dans quelques pays en développement, clé d'une diffusion large et réussie des installations de production, les responsables doivent en tirer un profit pour leurs pays respectifs. Cette étude synthétise les derniers développements de la digestion anaérobie applicable aux pays en voie de développement et disponibles dans les publications en anglais jusqu'en 1990. Les renseignements à tirer des dernières innovations peuvent ainsi être appliqués aux autres pays.

Bien que les problèmes tels que celui de la réduction de la couche d'ozone dans la stratosphère (effet de serre) ou les changements climatiques résultant de la déforestation et de la gestion déficiente de l'environnement n'aient pas encore atteint le même niveau de sensibilisation que celui du traitement des produits toxiques, de plus en plus de gens deviennent conscients. Ces questions sont un dramatique rappel du fait que nous vivons sur une planète fragile et que nous devons penser et agir de concert, d'une manière intégrée aussi bien avec tous nos déchets qu'avec les bois et les forêts.

Copyrighted material

CHAPITRE 4

MICROBIOLOGIE, BIOCHIMIE ET PHYSIOLOGIE

La littérature sur la fermentation anaérobie est abondamment fournie en informations sur la microbiologie, la biochimie, les aspects environnementaux, la biodégradabilité, les cinétiques et aspects sanitaires relatifs aux procédés de digestion. La connaissance de ces aspects fondamentaux est utile à la définition des installations, à l'exploitation efficace des digesteurs, ainsi que pour comprendre pourquoi des conditions atypiques peuvent survenir et comment les contrôler. Une discussion des points clés est présentée ci-après.

Microbiologie et biochimie

La dégradation de la matière organique en méthane repose sur une intéraction complexe de différents groupes de bactéries. Un fonctionnement stable du digesteur implique que ces groupes de bactérie demeurent dans un équilibre dynamique et synergique. Des changements de conditions du milieu peuvent affecter cet équilibre et aboutir à la production de substrats intermédiaires susceptibles d'inhiber l'ensemble de la réaction. En vue de maîtriser les systèmes de digestion anaérobie, la compréhension des mécanismes microbiologiques et biochimiques de base est par suite de la plus haute importance. Dans cette optique, des renseignements de base sur la digestion anaérobie sont exposés ci-dessous.

Les études types d'Omelianski sur la fermentation de la cellulose étaient connues dans les années 1890. Il isola des organismes producteurs d'hydrogène, d'acide acétique et d'acide butyrique. Il mit en évidence aussi la formation du méthane à partir de l'hydrogène et du gaz carbonique :

$$4\ H_2 + CO_2 = CH_4 + 2\ H_2O$$

Plus tard, Soehngen (1910), confirma les découvertes d'Omelianski. Anticipant la réalité actuelle, Soehngen pensa que les fermentations des substrats complexes se réalisaient à travers des réactions d'oxydo-réduction pour former de l'hydrogène, du gaz carbonique et de l'acide acétique. Tandis qu'il démontrait que l'hydrogène réagissait avec le gaz carbonique pour donner du méthane, il estima aussi que l'acide acétique produit pouvait être décarboxylé pour produire du méthane et du gaz carbonique. Cette affirmation fut controversée pendant des dizaines d'années pour être reconnue comme cohérente à ce jour. L'importance du maintien de l'équilibre entre les deux étapes est ainsi bien reconnue de nos jours, et le concept des deux phases est largement utilisé pour contrôler la réaction anaérobie.

Les travaux de Boswell *et al* (1930a, b; 1938) ont conduit à mieux comprendre les mécanismes de contrôle du procédé et ont apporté un éclairage sur la question de l'équilibre des masses entre la composition du substrat et la production méthanogène. Une

Copyrighted material

des avancées fut la démonstration que l'équation stoechiométrique suivante était applicable à la fermentation méthanique de tout type de substrat :

$$C_nH_aO_b + (n-a/4 - b/2)H_20 = (n/2 - a/8 + b/4)CO_2 + (n/2 + a/8 - b/4)CH_4$$

La "théorie de la réduction du gaz carbonique", développée à partir des années 30, a considéré que l'oxydation des acétates devait résulter du mouvement des atomes d'hydrogène, et que le méthane pourrait être la conséquence d'une combinaison avec le gaz carbonique utilisé comme un récepteur final d'électrons.

Boswell et Sollo (1948), utilisant de nouveaux traceurs à carbone 14 ont démontré que la formation du méthane à partir de l'acétate ne provient pas de la réduction du CO2 ; suite à cela, Stadtman et Barker (1949), ainsi que Pine et Barker en 1956, ont mené des expériences qui ont apporté de nouveaux éclaircissements vérifiant l'hypothèse de la décarboxylation. A l'aide de traceurs radioactifs, Jeris et McCarty (1965) ont montré qu'environ 70% du méthane résultant de la fermentation de la plupart des composants organiques, ou de mixtures en contenant, provenait de l'acétate formé en tant que produit intermédiaire. La proportion formée à partir de l'acétate pouvant être prévue en résolvant les équations biochimiques types d'oxydation.

Le schéma restait cependant caractérisé par la persistance d'un problème d'explication de la difficulté face à laquelle les travaux visant à isoler la bactérie méthanogène demeurèrent confrontés. Les travaux exhaustifs de Barker (1940) ont conduit à faire état de l'isolation d'un organisme, *Methanobacterium omelianski*, qui parvint à oxyder l'éthanol en acétate et méthane. Plus tard, Hungate (1950) développa les techniques permettant l'isolation de plusieurs bactéries capables de convertir le CO2 et l'hydrogène H2 en CH4. Cependant, l'isolation des bactéries capables de convertir les proprionates, butyrates et composés d'acides gras plus complexes en acétate et méthane ne put être réalisée. Des hypothèses furent avancées pour supposer qu'une seule bactérie ne pouvait être impliquée dans ces transformations, et des expériences furent engagées pour infirmer ou confirmer cette théorie "multi-organismes".

Un pas en avant majeur fut accompli en 1967 lorsque Bryant *et al.* (1967) firent état de la présence de deux espèces bactériennes différentes, et non d'une seule, dans la culture mère de *M. Omelianski*. Suite à leur isolation, il devenait évident que l'une était responsable de la conversion de l'éthanol en acétate et hydrogène, et que l'autre transformait le gaz carbonique et l'hydrogène résiduel en méthane. Ainsi, il était admis que l'oxydation complète d'un composé simple, tel que celle de l'éthanol en CO2 et CH4, nécessitait la contribution d'une association selon un métabolisme coordonné de différentes espèces bactériennes responsables du catabolisme du carbone. Un minimum de quatre types de bactéries actives fut prélevé dans les digesteurs anaérobies pour leur identification sur la base de la caractérisation des substrats ressources et de la typologie des métabolites et produits finaux fabriqués (Imhoff 1938). Les quatre groupes qui interviennent dans le métabolisme et la mise en oeuvre de la réaction anaérobie sont constitués par :

a) Les bactéries d'hydrolyse et de fermentation qui assurent la conversion d'une diversité de molécules organiques complexes (polysaccharides, lipides, protéines...) en une large gamme de produits finaux tels que l'acide acétique, H_2,

Copyrighted material

CO_2, des composés monocarbonés, des acides gras plus complexes que l'acide acétique, et des produits neutres plus lourds que l'éthanol ;

b) Les bactéries acétogènes produisant de l'hydrogène, comprenant nécessairement ou pas des bactéries capables de transformer les produits formés par le premier groupe, tels que les acides gras à chaîne plus longue que l'acide acétique, soit les butyrates, les proprionates ou les composés neutres supérieurs au méthanol tels que l'éthanol, le propanol qui sont transformés en hydrogène et acétate ;

c) Les bactéries homoacétogènes qui convertissent une large gamme de composés carbonés simples et complexes en acide acétique ;

d) Les bactéries méthanogènes qui transforment H_2, CO_2, les composés monocarbonés (tels que le méthanol, CO, la méthylamine), les acétates en méthane, ou précurseurs du méthane à partir de la décarboxylation des acétates (Fig 4.1).

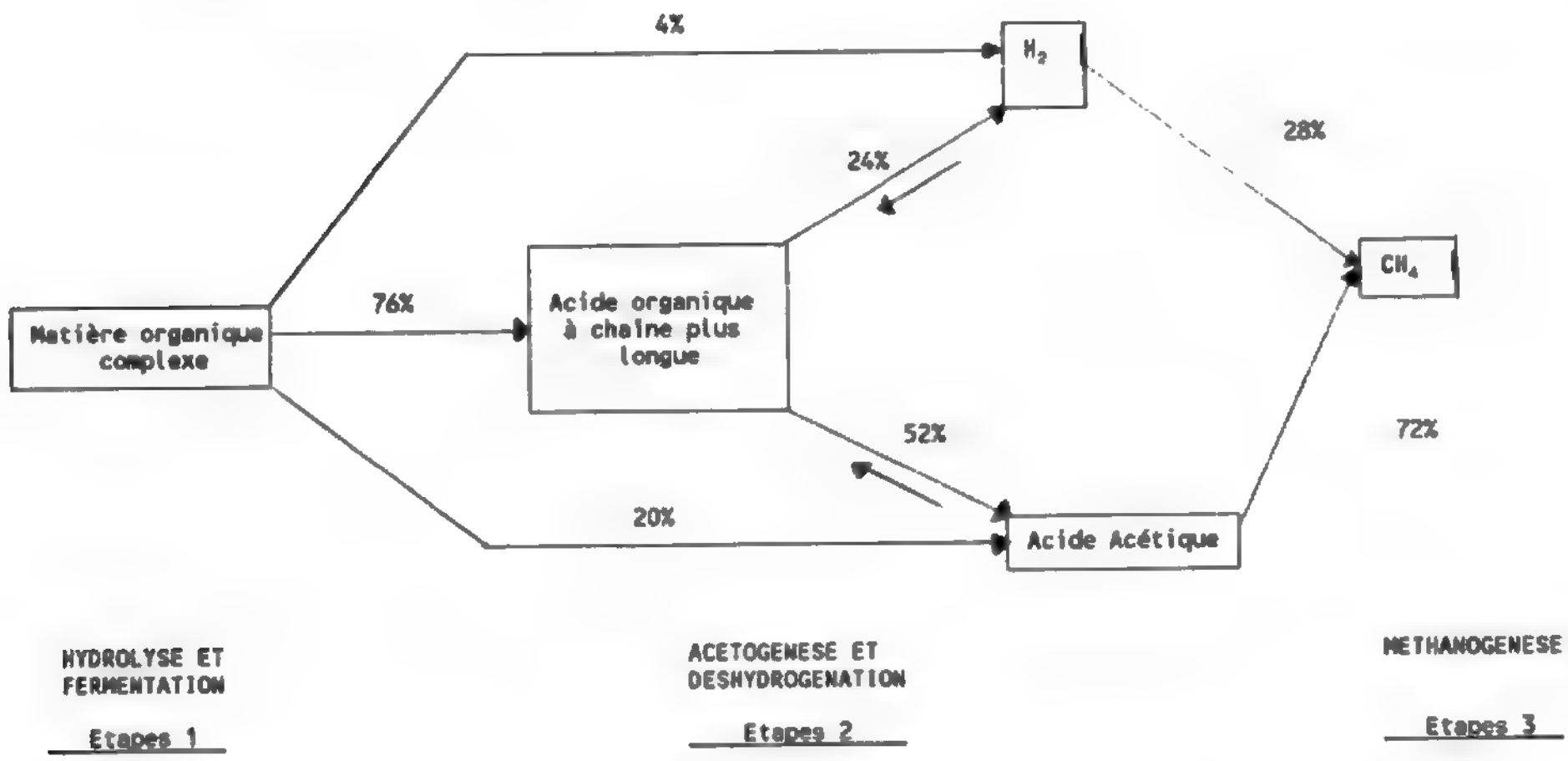


FIGURE 4.1 : Les étapes de la fermentation méthanique

Tandis que la conversion totale des substrats complexes en méthane nécessite l'action synergique de plusieurs groupes, l'association syntrophique des producteurs d'hydrogène spécifiques du second groupe, comme celle des oxydants du troisième, est particulièrement inhabituelle. En ce qui concerne l'énergie nécessaire aux organismes oxydant l'acide propionique en acide acétique et hydrogène, la pression partielle en hydrogène ne doit pas dépasser l'équivalent de 10^{-6} atmosphères (Thauer *et al.* 1977). A cette pression faible, l'énergie à la disposition des bactéries oxydantes de l'hydrogène est considérablement réduite par rapport à celle qui serait nécessaire pour des pressions partielles proches de une atmosphère. Cela se traduit par un faible rendement bactérien par môle d'hydrogène oxydé, comme l'ont confirmé les faibles productivités globales mesurées par Speece (1964), et

Copyrighted material

Lawrence (1969), relatives à la fermentation totale des propionates et autres acides gras en méthane, ou comme le laisse prévoir la thermodynamique (McCarty 1971a).

Ces résultats mettent l'accent sur l'importance de l'existence des relations symbiotiques qui sont nécessaires au traitement anaérobie. Toutefois, les conséquences pratiques qui en découlent restaient à mettre en évidence. Au cours des trente dernières années, de nombreux procédés ont été développés d'une part, pour le traitement des boues d'épuration et d'autre part, pour le traitement des effluents liquides industriels. Au cours des années 50, deux développements ont revêtu une certaine importance : l'un a consisté à pratiquer l'agitation dans les digesteurs, l'autre a porté sur les procédés anaérobies par contact. Avant la décennie 50, la plupart des digesteurs à compartiment traitant les effluents municipaux n'utilisaient pas le brassage mécanique. Ce procédé impliquait la séparation des phases liquides et solides avec la formation d'une écume flottante dans la partie supérieure du digesteur et d'un dépôt de boues épaisses dans sa partie inférieure (Fig 4.2). La couche flottante pouvait atteindre plusieurs pieds d'épaisseur ce qui réduisait la capacité utile globale du digesteur. Il a été montré que le brassage, non seulement agitait l'écume flottante, mais aussi stimulait le rendement de la digestion par une meilleure mise en contact des bactéries avec les substrats. La plupart des digesteurs modernes ont recours à ce principe de l'agitation.

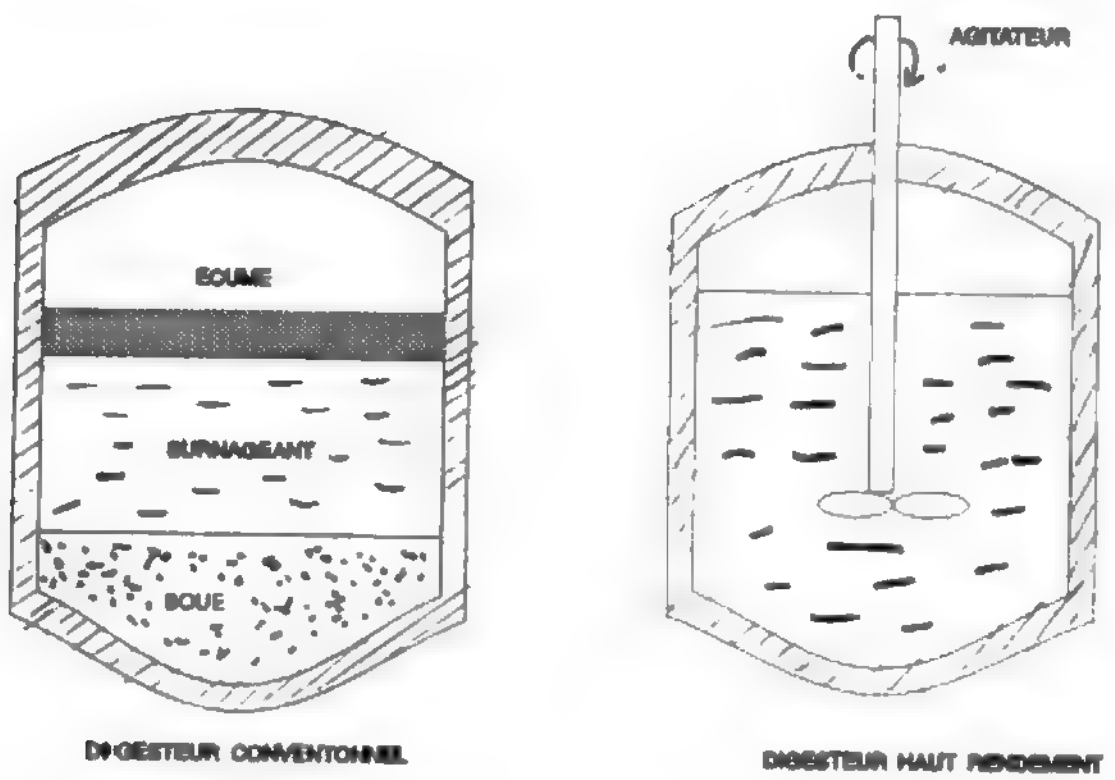


FIGURE 4.2 : Digesteurs classiques et améliorés (d'après McCarty, 1982)

Copyrighted material

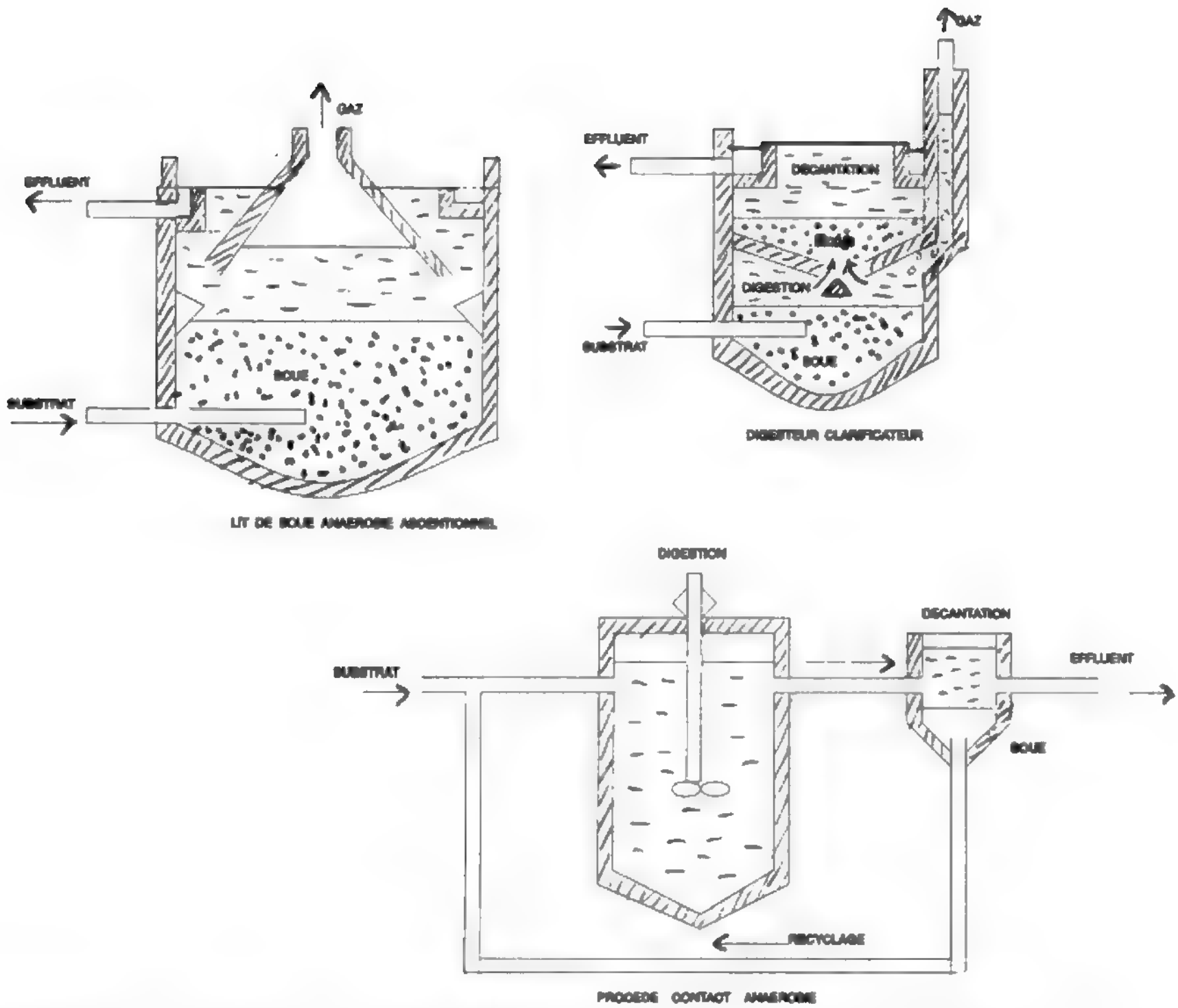


FIGURE 4.3 : Digesteur à lit bactérien suspendu permettant de réduire le temps de passage (d'après McCarty, 1982)

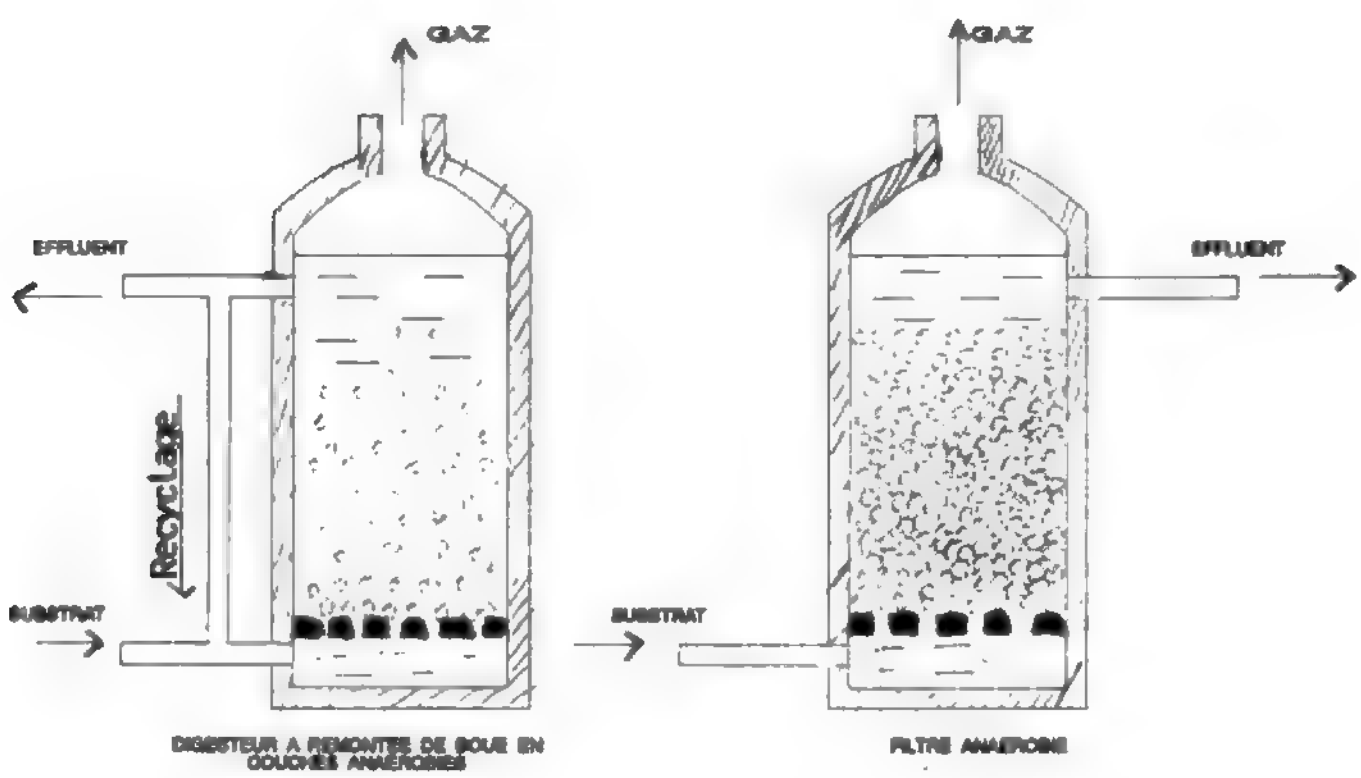


FIGURE 4.4 : Réacteurs à lit fixe et à biofilm expansé (d'après McCarty, 1982)

Copyrighted material

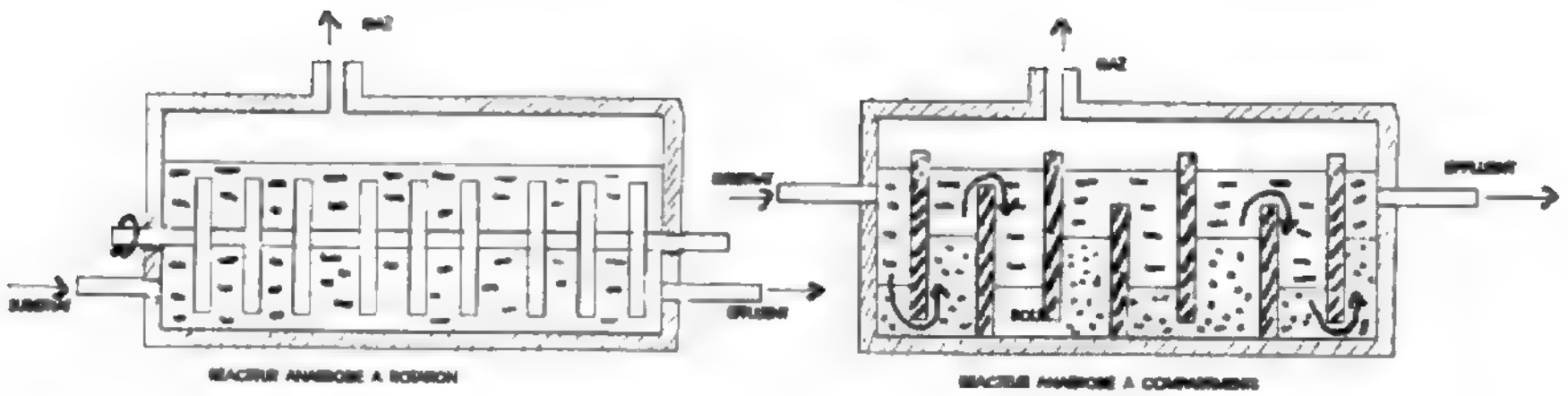


FIGURE 4.5 : Réacteurs à agitation rotative et à parois circulatoires (d'après Mc Carty, 1982)

Stander (1950) a reconnu l'intérêt du maintien d'un taux élevé de densité bactérienne dans la partie méthanogène du réacteur. En récupérant les bactéries dans les effluents à la sortie et en les recyclant dans le réacteur, il fut en mesure de réduire de deux jours le temps de rétention d'un traitement performant réalisé en laboratoire et appliqué à différents effluents liquides issus de l'industrie. Il démontra plus tard la validité en vraie grandeur de ces concepts en les appliquant aux effluents de l'industrie vini-viticole, à l'aide d'un digesteur clarificateur équipé d'un bassin de décantation assurant la récupération des phases solides bactériennes situées au sommet du digesteur (Fig 4.3). Par ailleurs, un concept semblable fut mis en oeuvre avec le procédé par contact développé par Schoepfer *et al.* (1955) pour le traitement des ordures ménagères. Ces déchets étaient moins dilués que les effluents municipaux et un besoin de réduire le temps de rétention était identifié. Comme pour le système des boues activées en aérobie, ils associèrent un bassin de décantation au réacteur afin de collecter et recycler les bactéries. De cette manière, les temps de rétention furent abaissés, en passant des traditionnels 20 jours minimum à moins de un jour.

Le rendement d'un traitement dans un digesteur conventionnel fonctionnant à une température donnée,dépend plus du temps de rétention que du taux de chargement en matière fermentescible exprimé en unité de volume de digesteur. Cette découverte est en cohérence avec la théorie générale traitant des relations entre population bactérienne, temps de rétention de la fraction solide et efficience du traitement des déchets (Garret et Sawyer 1952). Il a été ainsi montré (McCarty 1966) que le lessivage des bactéries acétogènes et du groupe de celles utilisant les proprionates et les butyrates intervient pour un temps de rétention de 4 jours à une température de 35°C (McCarty 1966, Lawrence et McCarty 1969). Ces principes furent

Copyrighted material

plus tard utilisés dans le développement de nouveaux traitements anaérobies. L'un est similaire au filtre aérobie et fut nommé "filtre anaérobie" par Young et McCarty (1969) (Fig 4.4). Ce concept fut étendu plus tard au développement du réacteur à "lit bactérien fixé" réalisé par Switzenbaum et Jewel (1980), dans lequel les résidus remontent à travers un lit constitué de supports relais auxquels les bactéries s'attachent (Fig 4.4). L'avantage de ce réacteur est sa relative non-sensibilité au colmatage, son inconvénient étant le taux élevé de recyclage nécessaire pour maintenir en suspension le support fixateur de bactéries.

Un autre développement dû à Lettinga *et al.* (1979) est un procédé similaire qui comprend un mode différent de séparation des gaz et solides en suspension. Dans ce réacteur "à remontée de boues en couches anaérobies" (Fig 4.4) une surface supérieure d'échange entre le gaz et le liquide par rapport à la normale, a l'avantage de limiter les risques de colmatage de la porosité par la fraction solide en suspension. La contrainte de ce système est la mise en place satisfaisante des particules granuleuses supportant les bactéries et leur mélange parfait grâce à la circulation du gaz. Des digesteurs à rotation (Fig 4.5) ont aussi été utilisés pour traiter les eaux usées, et ont donné des résultats prometteurs (Friedman *et al.* 1980). Les effluents passent au dessus et en dessous de chicanes. Les solides chargés en bactéries montent et descendent, mais le mouvement horizontal à travers le réacteur est empêché de telle sorte que les bactéries ont tendance à rester dans le digesteur. L'importante surface d'échange entre gaz et liquide est aussi un avantage pour limiter les problèmes de séparation des phases flottantes. Ce type de réacteur n'a pas encore été testé jusqu'à présent à une grande échelle.

La fermentation méthanique est un important processus naturel responsable de l'ensemble des décompositions de la matière organique située dans un milieu anaérobie. La compréhension exhaustive des processus mis en jeu est loin d'être achevée. Au cours des 100 dernières années, au cours desquelles la fermentation méthanique a été utilisée pour traiter les résidus et produire du carburant, plusieurs procédés ont été développés, chacun ayant ses propres aptitudes pour le traitement industriel, agricole, ou municipal, avec une diversité de concentration et types de matière organique. En raison de cette grande diversité des déchets et des traitements y afférents, il est peu probable d'assister à la domination d'un procédé sur les autres, et même de savoir si la fosse sceptique conservera sa place. L'expérience aidant, de nouveaux procédés aux performances améliorées seront proposés pour certaines situations. Dans cette perspective, les résultats récents de la recherche fondamentale doivent encore être transférés pour être pratiquement appliqués à la conception des installations, leur efficacité et leur contrôle.

Le métabolisme microbien dans la digestion anaérobie

La biodégradation efficace des déchets organiques en méthane nécessite des activités de métabolisme coordonnées entre différentes populations bactériennes. Le métabolisme intermédiaire des bactéries transformant les composés mono ou pluricarbonés est décrit dans des fermentations en mono ou cocultures. Les résultats des expérimentations physiologiques et biochimiques sont présentés en vue d'expliquer les aspects fondamentaux du métabolisme des cultures mixtes, et pour identifier les paramètres clé qui contrôlent le taux de la dégradation organique, la production de métabolites réduits, et l'efficacité thermodynamique du processus de digestion anaérobie.

Copyrighted material

La digestion effective des composés de matière organique implique le métabolisme combiné et coordonné de bactéries combinant différents modes de catabolisme du carbone. Quatre types bactériens ont été isolés à partir de prélèvements dans des digesteurs anaérobies, et leurs fonctions sont présentées à la figure 4.6. La bactérie méthanogène joue un rôle important dans la digestion anaérobie dans la mesure où son propre métabolisme contrôle le taux de dégradation des composés organiques et détermine le flux de carbone et d'électrons par le déplacement de métabolismes toxiques et par l'amélioration de l'efficacité thermodynamique du métabolisme inter-espèces intervenant aux stades intermédiaires (Moigno 1882). En vue de comprendre les étapes intermédiaires de la digestion anaérobie, il est nécessaire d'examiner les facteurs qui contrôlent : le taux de biodégradation de la matière organique, le flux de carbone et d'électrons, le rendement thermodynamique de cultures pures et mixtes, ainsi que les bactéries responsables de la production du biogaz. Cet examen fondamental permet aussi d'identifier plusieurs facteurs de contrôle qui peuvent être manipulés en vue d'améliorer la méthanogenèse et les procédés de digestion anaérobie.

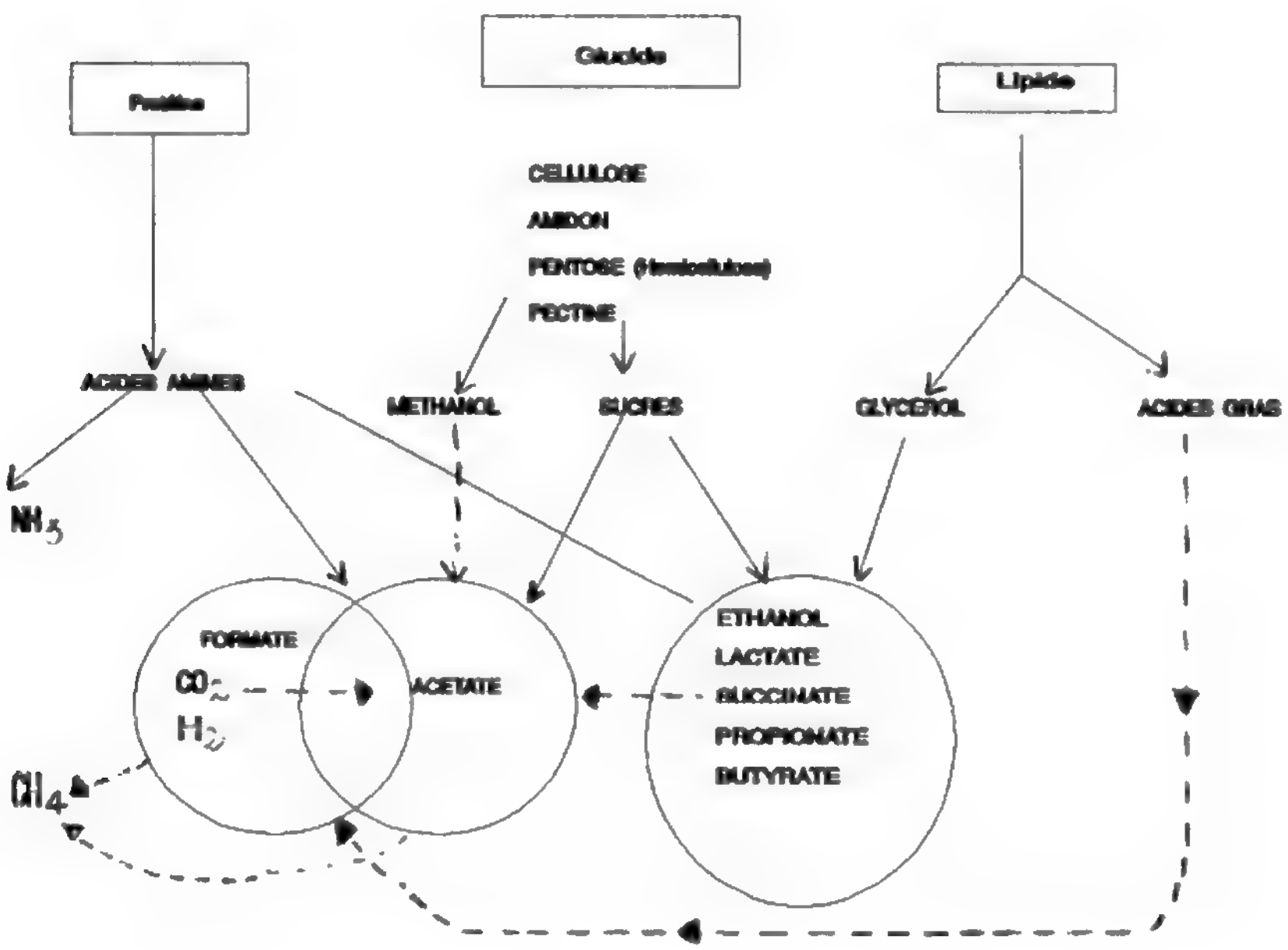


FIGURE 4.6 : Décomposition de la matière organique par le digesteur anaérobie :
Etape primaire : Hydrolyse,
Etape secondaire : Acétogénèse,
Etape tertiaire : Méthanogénèse.
(d'après Large 1983)

Copyrighted mate

Les bactéries méthanogènes

Les bactéries méthanogènes sont constituées de plusieurs groupes différents du point de vue morphologique comme macromoléculaire (paroi cellulaire, composition en lipide et en ADN). Des études détaillées sur leur métabolisme intermédiaire ont été limitées à deux espèces, *Methanobacterium thermoautotrophicum* et *Methanosarcina barkeri* (Imhoff 1938). *M.thermoautotrophicum* est la bactérie la plus prolifique mais s'adapte à une gamme limitée de substrats et croît avec un temps de doublement de deux heures en présence d'hydrogène et de CO_2, elle se développe très lentement en présence de monoxyde de carbone seul. *M.barkeri* est la bactérie méthanogène la plus diversifiée quant au métabolisme; elle croît facilement en présence de H_2, CO_2, méthanol ou méthylamine, mais plus difficilement et lentement, en présence d'acétate ou de monoxyde de carbone si ces derniers sont la seule source d'énergie (ibid).

L'utilisation des nutriments organiques par ces espèces est mal connue, cependant, *M.Thermoautotrophicum* est capable d'utiliser la cystéine comme unique source de sulfure (ibid). Les deux espèces semblent conserver l'énergie au cours de leur croissance en couplant du point de vue chimique et osmotique les réactions d'oxydation réduction liées au transport des électrons permettant la génération d'une force motrice protonique qui est responsable de la synthèse de l'ATP (Imhoff 1938). A cet effet, le potentiel transmembranaire (ou le pH) de *M.barkeri* est de 2.2+/-0.2 unités (équivalent à 132mv à 30°c) au cours du métabolisme du méthanol (Hyde 1938).

Les courbes de croissance pour *M.Barkeri*, adapté à son milieu de culture à travers des transferts séquentiels à partir d'un support de méthanol comparées à la consommation d'acétate considéré comme unique ressource de carbone sont montrées à la figure 4.7. Le temps de doublement est beaucoup plus faible en présence de méthanol, (19 heures) que d'acétate (49 heures). En clair, le métabolisme vis à vis de l'acétate est un facteur limitant pour la croissance de *M.Barkeri*. Apparemment, la consommation d'acétate se poursuit d'une manière significative et longtemps après l'arrêt de la croissance de la population bactérienne.

Les rendements cellulaires dans le cas de l'acétate et du méthanol étaient similaires (de l'ordre de 3.9 g/môle de substrat consommé), traduisant l'existence d'un mécanisme semblable de conservation de l'énergie pour les deux substrats. Au cours de la croissance de la souche de *M.barkeri* adaptée au substrat acétate obtenue avec un support minéral combiné à l'acétate comme seule source de carbone et d'électrons, l'acétate en ^{14}C-2 était transformé à la fois en $^{14}CO_2$ et $^{14}CH_4$ et avec des rendements significatifs au cours de l'ensemble de l'expérience (Buswell et Hatfield 1938). Environ 14% du CO_2 produit durant le déroulement de la fermentation acétique, provenait du méthyl carbone ou de l'acétate, et 14% du méthane produit était issu de la position carboxyle. Réciproquement 86% du CO_2 était issu de la position carboxyle de l'acétate et 86% du méthane était produite à partir du radical méthyl.

Copyrighted material

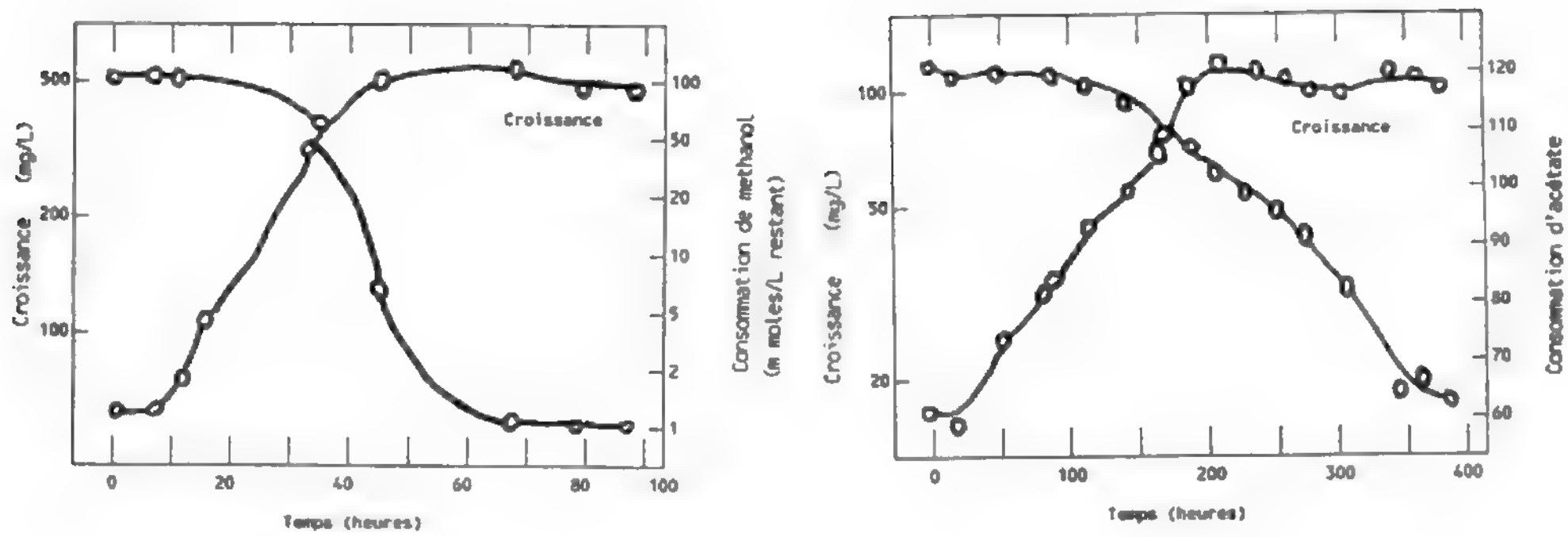


FIGURE 4.7 : Fermentation du méthanol (A) et de l'acétate (B) par *M.Barkeri* nourri à partir d'un seul substrat (d'après Buswell et Neave 1930)

M.barkeri est capable de métaboliser simultanément à la fois l'acide acétique et le méthanol. Pour une concentration de 50 mM d'un substrat quelconque, les constantes de réaction relatives à la méthanogenèse mixotrophique à partir de l'acétate et du méthanol sont sensiblement supérieures à ce qui est normalement obtenu pour des réactions de métabolisme unitrophique pour les mêmes concentrations. De plus la présence du méthanol augmente nettement le taux de CO_2 produit à partir de l'acétate ^{14}C-2, phénomène remarqué par de nombreux autres chercheurs. Des concentrations plus élevées en méthanol (soit 150 mM) apparaissent toxiques et inhibitrices de la méthanogénèse à partir des acétates et du méthanol. En clair, le métabolisme de *M.barkeri* pour l'acétate n'est pas bloqué par le méthanol, et il s'agit plutôt d'une amélioration de l'efficacité du métabolisme des populations microbiennes pour les deux substrats à la fois, qui est la cause de rendement élevé de la méthanogenèse.

La figure 4.8 illustre les flux de carbone relatifs à la dégradation de l'acide acétique par *M. barkeri* qui pourrait attester des résultats cités précédemment. Ce schéma, hypothétique, suppose une voie unifiée pour les métabolismes relatifs à l'acide acétique et au méthanol qui utilisent des entités mono-carbonées liées, à la place des composés carbonés à radicaux libres.Les transformations initiales du méthanol comme de l'acide acétique sont associées avec de multiples radicaux méthyl. Cette voie d'oxydation unifiée permet d'expliquer l'augmentation de la production de CO_2 à partir de l'acide acétique en présence de méthanol. Les chiffres entre parenthèses indiquent les valeurs des fractions du bilan du carbone total au cours de la phase de croissance unitrophique en présence d'acide acétique.

Copyrighted material

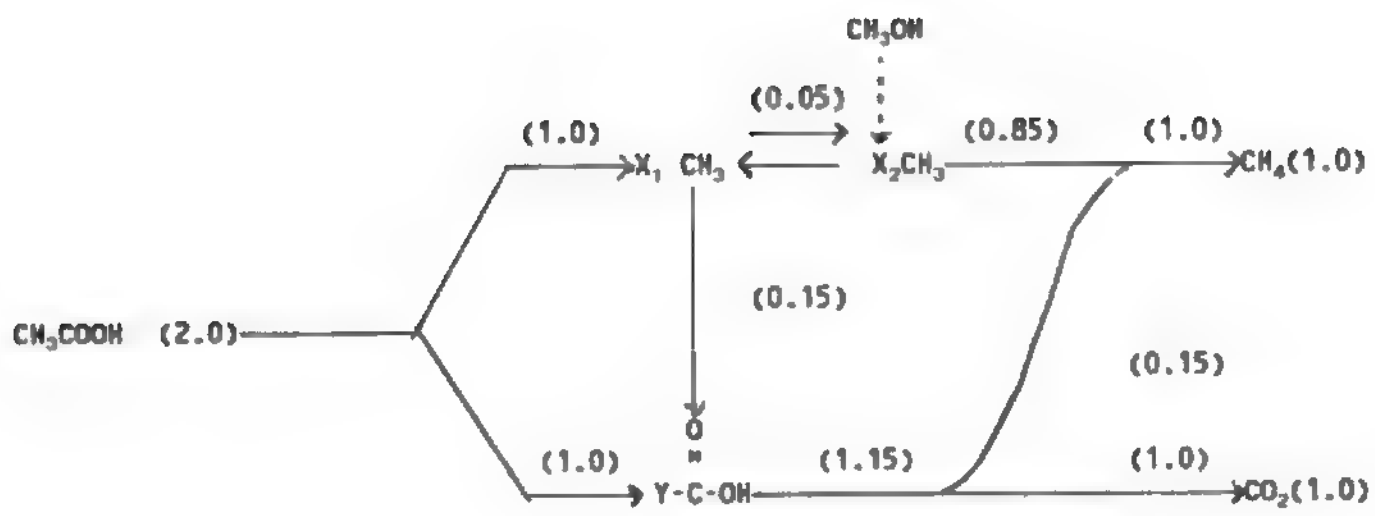


FIGURE 4.8 : Schéma hypothétique du flux de carbone lié au catabolisme unitrophique de *Méthanosarcina barkeri*. Les nombres entre parenthèses représentent la fraction molaire transférée. X_1 et X_2 sont les transformateurs. Y est un composé formyl intermédiaire. Environ 85 % de l'acétate est décarboxylé en CH_4 et CO_2. 15 % est catabolysé via un chemin impliquant l'oxydation des radicaux méthyl et la réduction du carboxyl en CH_4 (d'après Buswell et Neave 1930)

Deux voies pour la production de méthane sont possibles. La première est en accord avec celle décrite par Parker (1956) et explique 90 % du méthane produit. La seconde est basée sur un processus d'oxydoréduction impliquant l'oxydation de l'acide acétique en C2, et la réduction d'un composé intermédiaire (formyl), ou du CO_2 en méthane. Pour expliquer l'importance de la déshydrogénation du radical CO par *M.barkeri*, il semble nécessaire d'invoquer la contribution catabolique d'une enzyme. A la lumière de ces observations et de celles offertes par les travaux de Thauer *et al.* (1977), indiquant que la déshydrogénation de CO est due à l'enzyme B_{12}, il est tentant de soutenir l'hypothèse de Stadman (1967) qui supposait que B_{12} pouvait jouer le rôle d'un transporteur de radicaux méthyl au cours de la méthanogenèse en présence de *M.barkeri*.

<u>Le métabolisme bactérien homoacétogénique</u>

Les bactéries homoacétogéniques sont caractérisées par des efficiences thermodynamiques élevées du fait qu'elles ne forment ni H_2 ni CO_2 lors de leur croissance sur des supports multi carbonés. Chez *Clostridium thermoaceticum* seul, le métabolisme intermédiaire est bien identifiable, celui-ci étant considéré comme incapable de se développer sur des supports exclusivement monocarbonés. *Butyribacterium methylotrophicum* semble être une espèce spéciale parmi les bactéries homoacétogènes du fait qu'il s'élève sur une grande diversité de supports multi-carbonés (ex : les hexoses, l'acide lactique, les pyruvates) comme sur des supports monocarbonés (H_2/CO_2, Méthanol/CO_2), mais à la particularité de produire des mélanges de butyrates et d'acétates pour la plupart des supports, à l'exception de H_2/CO_2 ou seul l'acide acétique est produit.

Copyrighted material

La fermentation par *B.méthylotrophicum* (souche de Marburg) produit de l'acide acétique et non de l'acide butyrique lorsque l'élément CO est apporté à la phase gazeuse (Zeikus, 1980). Une souche fut sélectionnée (la souche traitée au CO) par transfert séquentiel à partir d'un support méthanol CO intermédiaire, capable de grandir uniquement à partir de CO. Cette souche grandit rapidement avec un temps de doublement de 9 heures et produit du CO_2 et de l'acide acétique. L'efficience thermodynamique apparente du métabolisme de CO que l'on peut définir comme l'énergie conservée par les cellules rapportée à l'énergie disponible pour la synthèse cellulaire est de 57%. En général, les bactéries aérobies qui croissent sur des substrats ayant des états d'oxydation similaire à celui du radical CO (formate...) font apparaître une efficience de l'ordre de 20%.

Peu de connaissances sont acquises en ce qui concerne l'importance du métabolisme homoacétogène dans la digestion anaérobie ou en relation avec les interactions entre homoacétogènes et méthanogènes. Néanmoins, ces bactéries dénotent d'une efficience thermodynamique supérieure aux espèces hydrolytiques lorsqu'elles se développent sur des supports multicarbonés ; de plus elles impliquent une pression partielle en hydrogène plus faible au cours de la digestion anaérobie du fait qu'elles ne produisent pas mais consomment de l'hydrogène. Cela vaut la peine de remarquer ici que *B.méthylotrophicum* peut, en culture mixte avec *M.barkeri*, métaboliser le butyrate comme seul donneur de carbone et d'électron.

En conséquence, *B.méthylotrophicum* peut aussi fonctionner comme une bactérie acétogène productrice d'hydrogène (Hungate 1950).

Les bactéries fermentaires et hydrolytiques

Les bactéries hydrolytiques constituent une variéré de produits finaux obtenus en fin de fermentation de certains substrats. Une des questions fondamentales qui se posent concerne les caractéristiques métaboliques qui régissent le contrôle des transferts de carbone et d'électrons vers le produit réduit au cours de cultures pures ou mixtes de bactéries hydrolytiques. *Thermoanaérobium brockii* est une bactérie hydrolytique thermophile type qui fermente le glucose selon la réaction d'Embden Meyerhof Parnas (Bryant *et al.* 1967). *T.Brockii* est une bactérie atypique génératrice d'acide hétéro lactique dans la mesure où elle fabrique non seulement de l'hydrogène H_2 mais aussi de l'acide lactique et de l'éthanol. Les produits finaux issus de la réduction du glucose sont formés par voie enzymatique à partir du pyruvate selon les mécanismes suivants: le lactate est obtenu via le fructose 1-6 di-phosphate (FOP) qui active l'hydrogénase des lactates; l'hydrogène via la pyruvate ferrédoxine oxydoréductase et hydrogénase; enfin l'éthanol via NADH et NADPH liés à l'alcool déhydrogénase (McInerney *et al.* 1979).

L'appareil enzymatique de *T.brockii* voit ses caractéristiques habituelles modifiées sous l'effet de variation des conditions du milieu, ce qui change la nature des produits finaux et la dynamique spécifique de croissance (Barker 1936). Les exemples décrits plus loin illustrent cette propriété caractéristique du métabolisme des bactéries hydrolytiques. Se développant sur un support moyennement complexe à base de glucose, *T.brockii* concentre dans ses cellules un taux élevé de FDP et produit du lactate principalement. Sur support d'amidon, la concentration intracellulaire en FDB est plus faible et l'éthanol constitue le principal produit de la fermentation, ce qui est la conséquence d'une insuffisance en offre

Copyrighted material

d'électrons due à l'hydrolyse de l'amidon. Si de l'acétone est apporté, en tant qu'accepteur d'électrons via la réduction par NADP lié à l'alcool déshydrogénase, la production de glucose est doublée, et le flux d'électrons devient perturbé au sens de la thermodynamique, même en présence d'une quantité élevée de FDP, de telle sorte que l'isopropanol est le principal produit final de la réaction, tandis que l'acide acétique, l'éthanol et l'hydrogène sont produits à l'état de traces. L'hydrogène est inhibiteur du métabolisme intermédiaire de *T.brockii*. La fermentation du glucose est ainsi inhibée pour une pression d'hydrogène égale à une atmosphère. Toutefois, un apport d'acétone accroît très nettement la vitesse de croissance durant la fermentation du glucose, que l'hydrogène soit présent ou absent. L'addition de *M.thermoautotrophicum* à *T.brockii*, accélère fortement le métabolisme, altère les flux de carbone et d'électrons, de telle sorte que le méthane et l'acide acétique sont produits à la place des lactates, éthanol et hydrogène.

Le sens du flux d'électrons dans les fermentations par *T.brockii* est sensible à certaines conditions du milieu, lesquelles perturbent les activités enzymatiques. Le flux d'électron dans le cas de la fermentation du glucose est dû à la production finale de lactate éthanol et hydrogène. L'hydrogène inhibe la croissance et par suite le métabolisme, par effet d'inversion des flux d'électrons et de réduction des transporteurs d'électrons situés au niveau intracellulaire (ferrédoxine, NAD, NADP). Par suite, le glucose ne peut être oxydé en raison de l'absence de NADP. L'addition d'acétone en excès, en perturbant le flux d'électrons, même en présence d'hydrogène, canalise ceux-ci vers la fabrication de l'isopropanol à la place du lactate de l'éthanol et de l'hydrogène. L'introduction d'une bactérie méthanogène déplace l'hydrogène qui est un métabolite toxique, et modifie les flux de carbone et d'électrons au bénéfice de la production du méthane comme principal produit de la réduction et de celle de l'acide acétique comme produit principal de l'oxydation. Il est important de noter que *T.brockii* en présence de *M.thermoautotrophicum*, peut fonctionner facultativement comme une bactérie acétogène productrice d'H_2 lorsqu'elle se développe à partir de l'éthanol. Cela intervient grâce à l'inversion du flux d'électrons depuis l'éthanol en retour vers l'hydrogène; ce processus ne pouvant se déclencher qu'en conditions de faible pression partielle d'hydrogène entretenue par les bactéries méthanogènes.

Le taux de production de méthane dans les digesteurs est souvent limité par la cinétique de dégradation des polymères et ou par l'intéraction effective entre les bactéries hydrolytiques et méthanogènes (Zeikus 1980 a ; b). La pectine est un polymère type pour analyser ces interactions en raison de sa structure homogène et de son métabolisme intermédiaire. La pectine est un composé méthoxylé de l'acide galacturonique qui est présent dans les plantes et les cellules de beaucoup d'algues. Les bactéries pectinolytiques génèrent des dépolymérases qui fonctionnent tantôt comme des hydrolases, des transéliminases, ou des méthylestérases, productrices de méthanol. Toutes les bactéries pectinolytiques étudiées jusqu'à présent, incluant les espèces aérobies, produisent du méthanol au cours de la dégradation de la pectine (Stadtman et Barker 1949).

Les bactéries méthanogènes sont vraisemblablement les bactéries les plus strictement anaérobies connues (0.01 mg/l d'oxygène dissous inhibe totalement la croissance), ce qui implique le recours à des procédures rigoureuses pour garantir l'absence d'oxygène au cours des expérimentations (Zeikus 1977). Toutefois, la sensibilité à l'oxygène est variable selon le type de bactérie méthanogène. Cette sensibilité extrême est liée aux propriétés de labilité de certains co-facteurs en présence d'oxygène. Le potentiel d'oxydo-réduction requis

Copyrighted material

pour la méthanogenèse est de l'ordre de - 300mv ou parfois plus faible (Large 1983). Les procédures développées par Hungate (1966 1969) et les modifications apportées par Bryant (1972) se sont révélées satisfaisantes pour assurer avec succès la culture de ces bactéries difficiles. Les bactéries méthanogènes jouent un rôle central dans la digestion anaérobie (au regard de l'écosystème) dans la mesure ou leur métabolisme spécifique contrôle la cinétique de dégradation et oriente les flux de carbone et d'électrons grâce au déplacement des métabolites toxiques tels que H_2, et en renforçant l'efficience **thermodynamique** des processus de métabolisme intermédiaire (Zeikus 1983).

Les bactéries méthanogènes sont des organismes anaérobies oxydant de l'hydrogène qui tirent leur énergie en oxydant les composés hydrogénés, en utilisant le CO_2, les composés monocarbonés ou l'acide acétique comme accepteurs d'électrons (Large 1983). Du fait de leur présence dans les milieux anaérobies, elles créent les conditions favorables à la fermentation primaire et secondaire (acétogénique) grâce à ce rôle efficace sur l'hydrogène (voir fig 4.6). Ce processus est défini comme transfert inter-espèces de l'hydrogène.

En présence d'accepteurs d'électrons tels que les oxydes métalliques (FE(OH),$Mn0_2$),les oxydes d'azote (NO_3-, NO_2-), ou les composés sulfurés oxydés (SO4-, SO3-), la méthanogénèse peut être inhibée ou perturbée (Zender *et al.* 1982). Celle-ci ne peut se déclencher que lorsque ces accepteurs d'électrons disparaissent. Cependant, Zeikus (1983) suggère l'existence d'une relation entre le taux de méthanogénèse et la proportion relative existante entre les composés accepteurs d'électrons (exemple le ratio entre acide acétique et sulfate) et les donneurs d'électrons (ex. l'hydrogène). C'est ainsi que par exemple, la méthanisation des sédiments lacustres, en présence d'un excédent d'hydrogène ou d'acide acétique se poursuit même en cas d'apport supplémentaire de sulfate (Winfrey 1977).

Le transfert inter-espèces de l'hydrogène

Les bactéries méthanogènes constituent l'extrémité de la chaîne microbienne présente dans les milieux anaérobies affectés par la décomposition de la matière organique. Dans la nature, la dégradation de la matière organique en méthane dépend de la cinétique d'hydrolyse des biopolymères insolubles (Zeikus 1977). Le caractère le plus marquant de ce processus de décomposition est que sa réalisation dépend de l'intéraction entre les différents métabolismes bactériens. Les méthanogènes se distinguent par leur capacité à capter l'énergie à partir de l'oxydation de l'hydrogène couplée à réduction du CO_2 en méthane (Mah *et al.* 1977). Elle peuvent ainsi fonctionner comme des puits d'électrons lors du métabolisme des matières organiques complexes présentes dans les écosystèmes organotrophiques, en perturbant les flux d'électrons dirigés vers la production d'hydrogène sous l'effet des organismes non méthanogènes. Ces dernières partagent la propriété de former de l'hydrogène par réduction protonique propre ou en plus de la formation des produits réduits finaux, en vue de se débarrasser des électrons libérés par leurs fermentations respectives. Cette intéraction entre réduction et oxydation de l'hydrogène a été définie comme le "transfert inter-espèces de l'hydrogène" (Iannotti *et al.* 1973 ; Wolin 1974). Ce terme est utilisé pour décrire les réactions couplées d'oxydo-réduction dues à deux ou plus bactéries anaérobies interagissant au cours de la fermentation d'un substrat initial.

Copyrighted material

Ce transfert inter-espèces intervient lorsque le flux d'électrons généré est changé, passant de la formation de produits réduits à la réduction protonique. La formation de l'hydrogène représente le principal puits d'électrons, bien qu'elle n'en soit pas la seule. En raison des propriété thermodynamiques de la réaction et des risques d'inhibition, un tel changement dans les flux d'électrons exige un mécanisme régissant les déplacements permanents de l'hydrogène. Celui-ci peut être imputé aux bactéries méthanogènes (Iannotti *et al.* 1973). Ainsi la concentration en hydrogène (pression partielle) joue un rôle clé dans la régulation des proportions des différents produits finaux obtenus au cours de l'ensemble du processus de conversion de la matière organique en méthane.

Deux grands types d'intéractions relatives au transfert inter-espèces de l'hydrogène ont été mis en évidence (Mah 1983) :

a) L'intéraction entre les ferments et les méthanogènes ;
b) L'intéraction entre les méthanogènes et les bactéries acétogènes.

Les bactéries méthanogènes - Distribution et taxonomie

La répartition et l'activité des bactéries méthanogènes sont naturellement liés à la présence d'environnements sans oxygène où des bactéries associées maintiennent un potentiel redox bas, et produisent des substrats propres à la bactérie méthanogène, voire d'autres supports nutritifs (Mah *et al.* 1977). Les écosystèmes organotrophiques dans lesquels ont été localisés des bactéries méthanogènes incluent le rumen et les parties gastro-intestinales des animaux, en particulier des herbivores et des humains, les digesteurs anaérobies, les talus, les sédiments (étangs, marais, marécages, lacs et océans). Des bactéries méthanogènes ont même été trouvées dans le coeur de troncs d'arbres vivants (Zeikus et Ward 1974), et dans des sources d'eau chaude, comme par exemple dans le parc national du Yellowstone (Zeikus 1977).

Parmi les procaryotes, les méthanogènes sont les seules à produire du méthane comme unique résultat de la réaction. Cependant, au plan de la morphologie, les bactéries méthanogènes sont très diversifiées, regroupant des formes de type bâtonnet, spirilla, cocci, et tout arrangement de ces formes dans des chaînes plus longues ou des agrégats (Mah et Smith 1981).

Le dilemme induit par ce caractère uniforme de la physiologie, à opposer à des morphologies différenciées, a été récemment résolu grâce à une révision fondamentale de leur taxonomie, menée à l'aide d'études de biochimie comparatives utilisant la séquence n° 16 de leur ARN,la séquence ADN, la paroi cellulaire, et les lipides (Blach *et al.* 1978). Il a été proposé (Woese *et al.* 1978) et confirmé ultérieurement, de considérer un niveau ascendant primaire au sein du groupe des procaryotes afin de prendre en compte les méthanogènes, les halophiles extrêmes, et les thermoacidophiles.

Ce premier niveau de classification fut défini comme celui des archéobactéries (fig 4.9). Les autres bactéries résiduelles, telles que les cyanobactéries, le mycoplasmes devraient appartenir à la sous-classe des eubactéries. Les organismes eucaryotiques appartiennent au sous groupe des uracaryotiques (Fig 4.9). Les archéobactéries sont des

Copyrighted material

organismes atypiques. Il est désormais bien connu que ce groupe comprend trois différentes sortes de bactéries : les méthanogènes, les halophiles extrêmes et les thermoacidophiles.

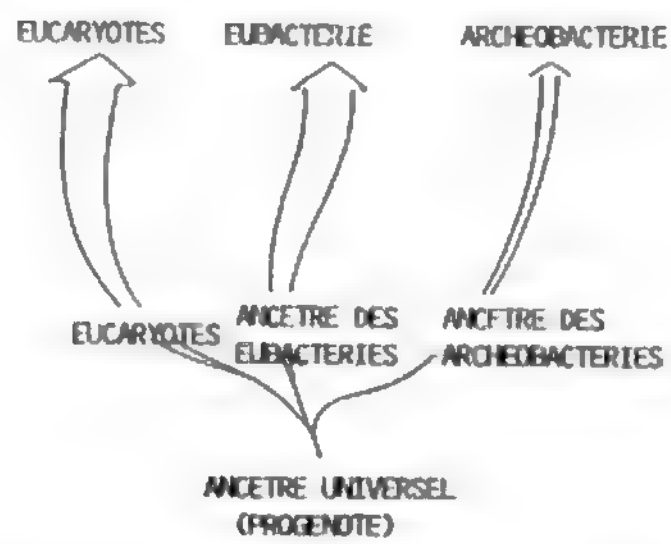


FIGURE 4.9 : Classification généalogique proposée par WOESE (1978) : *EUKARYOTES, EUBACTERIA* et *ARCHEOBACTERIA*. Les méthanogènes appartiennent aux Archéobactéries.

Les halophiles extrêmes sont des bactéries qui ont besoin d'une grande concentration de sels pour survivre, certaines d'entre elles grandissent facilement en milieu saumâtre. Elle peuvent donner une couleur rouge aux bassins d'évaporation et peuvent décolorer et avarier le poisson salé. Les halophiles extrêmes grandissent le long des côtes maritimes, dans les eaux continentales, en particulier dans le grand lac salé et dans la mer morte. Bien que ceux ci aient été étudiés pendant longtemps, on ne leur a porté de l'intérêt que récemment et ceci pour deux raisons. Ils garantissent des gradients élevés dans la concentration de certains ions à travers la membrane cellulaire qui permettent le déplacement de différentes substances à l'intérieur et à l'extérieur de la cellule. En outre, ils sont caractérisés par un mécanisme photosynthétique simple non pas basé sur la chlorophylle, mais sur un pigment localisé sur la membrane, soit la rhodopsine bactérienne, pigment visuel bien connu (Oren 1983).

Les méthanogènes dans les environnements salés

On connaît peu de choses sur l'importance de la dégradation anaérobie de la matière organique dans les milieux salins. La sédimentation des substrats salés est généralement anaérobie, en partie du fait d'une activité biologique dans les sédiments et le milieu aquatique, et aussi à cause de la faible solubilité de l'oxygène dans les solutions hyper salées. La biologie des milieux anaérobies hypersalés a été relativement peu étudiée bien qu'il soit curieux de noter que les premières bactéries isolées dans ces milieux (quoique non halophiliques), du genre *Clostridia* avait causé le tétanos et la gangrène gazeuse et furent identifiées par Lortet sur un site de la mer morte à la fin du XIXème siècle (Oren 1983).

Dans les publications de Zhilina (1983 ; 1986), en URSS et en Australie, dans celles de Brooks *et al.* dans le golfe du Mexique (1979), la méthanogénèse est attribuée à l'utilisation du méthanol, de la monoéthylamine, diméthylamine, triméthylamine et de la

Copyrighted material

méthionine considérés comme sources de carbone et d'énergie. L'hydrogène, l'acide acétique, les formates ont stimulé légèrement ou pas du tout la méthanogénèse au sein de ces cultures. Toutefois, la méthanogénèse a été identifiée dans les dépôts sédimentaires du lac Solaire, au Sinai (Yu *et al.* 1983 ; Giani *et al.* 1984), lieu où l'espèce prédominante était une *Méthanosarcina sp*, qui utilisait la monoéthylamine de préference à H_2/CO_2, l'amine méthylate, et l'acide acétique. La concentration optimale en sel des méthanogènes pures varie, selon les références dans la gamme 7%-15% (à l'instar de NaCL).

Dosortz et Marchaim (1990), à la recherche de méthanogènes, ont examiné les dépôts et l'eau issus d'une source naturelle sulfurée hypersalée sur la côte ouest de la mer morte près de Ein Geidi. Ils réussirent à collecter des bulles de biogaz dans les mares et trouvèrent du méthane en quantité significative (9 - 15% de la phase gazeuse). Ils ont isolé un milieu de culture stable halophilique apte à la méthanogène capable d'utiliser préférentiellement la triméthylamine (TRI) et le méthanol (MET) comme sources de carbone et d'énergie. La monoéthylamine (MET) a été métabolisée modérément (Fig 4.10). H_2/CO_2, la diméthylamine (DI), le formate et l'acide acétique ne peuvent pas entretenir la croissance. Cette culture s'est développée et a produit du méthane dans une large gamme de concentrations salines (de 80 g/l à 250 g/l) (Fig 4.11). L'inhibition totale a été atteinte pour une concentration de sel égale à plus de 180 g/l. En raison de l'enrichissement et de la présence du gaz sulfureux H_2S, qui est un agent réducteur,aucune activité sulfatoréductrice n'a été remarquée. L'observation microscopique a montré que l'enrichissement ne concernait que la forme cocci qui ressemble à la souche pure de *Methonocccus halophilus*. Bien plus, la totale coïncidence entre la formation de CH_4 et de CO_2 et l'A600 trouvé (Dosoretz et Marchaim, 1990) indique que les méthanogènes sont bien majoritaires dans cette culture. Celle-ci est très stable et fut maintenue en l'état pendant un long laps de temps.

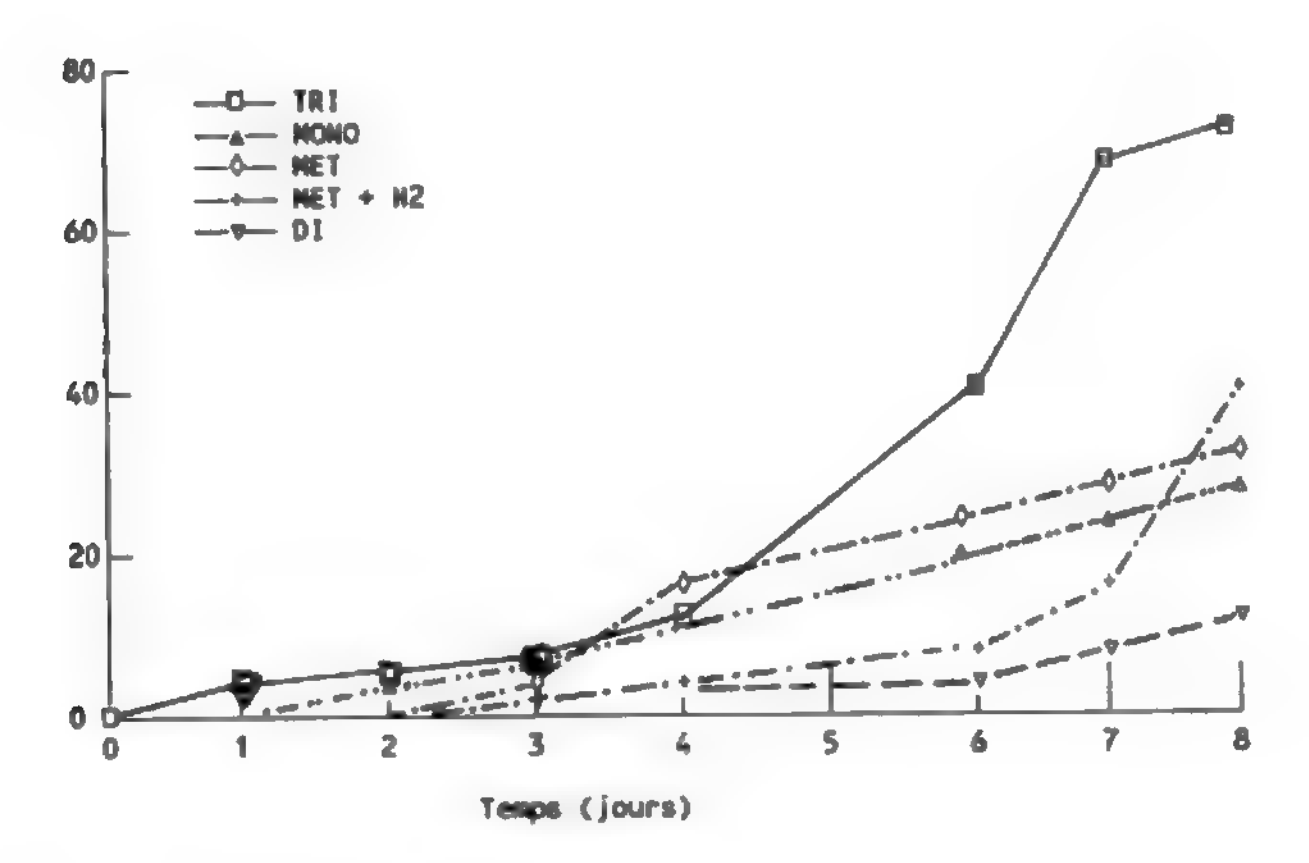


FIGURE 4.10 : Production de méthane à 37°C en μmole/ml à partir d'organismes halophiles croissant sur différents supports en fonction de l'age de la culture

Copyrighted material

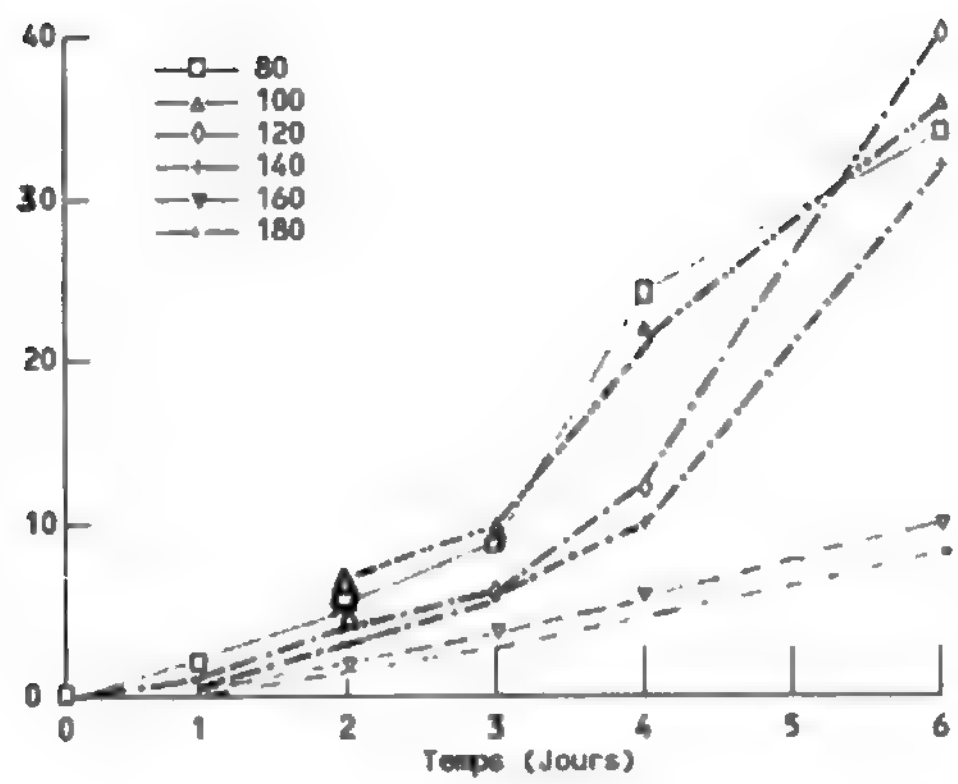


FIGURE 4.11 : Production de méthane à 37°C en µmole/ml pour différentes concentrations salines (g/l) pour lesquelles 25 g/l de sels autres que le chlorure de sodium ont été ajoutés

<u>**Influence de hautes teneurs en sel sur la digestion anaérobie**</u>

De hautes teneurs en sels provoquent la déshydratation des cellules bactériennes du fait de la pression osmotique. Certains microorganismes sont plus sensibles à la pression osmotique que d'autres. *Staphylococcus aureus* est capable de grandir dans des solutions contenant plus de 65 g/l de NaCL, tandis que E.coli est inhibé pour des niveaux beaucoup plus bas (Brock 1970). La méthanogenèse en milieu marin et sédimentaire marécageux saumâtre, qui contiennent environ 35 g/l de NaCL, a été assez bien étudiée en relation étroite avec les travaux sur la sulfato réduction (Abram et Nedwell 1978 ; Mountfort *et al.* 1980). Mountfort et al identifièrent des taux de production journaliers supérieurs à 20 ml de méthane par kg de sédiments marins à une température de 30°C.

Les recherches sur le mécanisme d'inhibition lié au sodium ont été menées par Kungelman et McCarty (1965). Comparés aux autres cations métalliques, le sodium s'est révélé être le plus sévère inhibiteur sur une base molaire. Le sodium a montré un effet inhibiteur modéré à une concentration de 3.5 - 5.5 g/l et fort pour une teneur de 8g/l. Van den Heuvel *et al.* (1981) ont étudié la digestion anaérobie à flux montant sur une mixture saumâtre acidifiée provenant de l'osmose inverse de boues d'épuration. La mixture contenait 2.1 g/l de l'anion Cl-, et cette concentration ne posa pas de problème pour le traitement anaérobie par flux montant maintenu à 20°C.

Les effets de hautes teneurs en NaCL et NH_4Cl sur l'activité et l'action des associations bactériennes dans les digesteurs semi continus à flux transversal ont été étudiés (De Baere 1984). Deux réacteurs fonctionnant correctement reçurent des apports concentrés en NaCL et NH_4Cl tandis que deux autres furent pilotés en augmentant progressivement les concentrations salines pendant une période de 45 jours. Les associations bactériennes méthanogènes cultivées sur un support contenant essentiellement de l'acide acétique et de

Copyrighted material

l'éthanol, se sont révélées être plus résistantes au NaCl et NH_4Cl qu'initialement prévu. L'inhibition s'est déclenchée pour des concentrations de 30 g/l pour les deux sels. Les réacteurs qui étaient soumis à un régime progressif de croissance des teneurs salines se sont correctement adaptés et leur seuil de tolérance a dépassé celui des traitements non préparés. Le début d'inhibition et le seuil de 50 % furent atteints pour des teneurs respectives de 65 et 95 g/l en ce qui concerne la toxicité NaCl et pour des teneurs variant entre 30 et 45 g/l pour le NH_4Cl. Pour les réacteurs traités avec le NH_4Cl, l'ammoniac libre devait être maintenu en dessous de la concentration de 80-100 mg/l afin d'assurer les performances maximales. Les populations bactériennes dans les réacteurs étaient constituées principalement de *Methanosarcina* (>99% de la biomasse).

Les substrats de croissance pour les bactéries méthanogènes

Les substrats utilisés par les bactéries méthanogènes comme source d'énergie et de carbone comprennent H_2/CO_2, l'acide formique, le méthanol, les méthylamines, le CO et l'acide acétique. La grande majorité se développe sur les supports à base de H_2/CO_2. Toutefois, plusieurs espèces sont incapables de métaboliser H_2/CO_2. Ainsi, *Methanococcoides methylutens* ne grandit seulement que sur les méthylamines ou le méthanol (Sowers et Ferry 1983) ; de même pour *Methanosarcina TM-1* (Zinder et Mah 1979), *Methanotrix soehngenii* (Huser *et al.* 1982) et *Methanolobus tindiarus* (Konig et Stetter 1982). Environ la moitié des organismes est capable de métaboliser l'acide formique, en l'oxydant tout d'abord à l'aide de la formate- deshydrogénase en H_2 et CO_2 et par suite en réduisant le CO_2 en méthane (Daniels *et al.* 1984). *Methanosarcina barkeri* est l'espèce la plus versatile sur le plan métabolique et peut s'accommoder pour croître sur tout support tel que l'acide acétique, le méthanol, les méthylamines et H_2/CO_2, mais inversement ne peut croître sur acide formique (Mah et Smith 1981). A la différence de l'acide acétique qui était considéré comme le majeur précurseur du méthane dans de nombreux écosystèmes (Zeikus 1977), le méthanol ne peut être considéré comme un produit intermédiaire naturel dans la dégradation de la plupart des substrats organiques (Hashimoto *et al.* 1980). Quelques méthanogènes peuvent oxyder le CO et le convertir en méthane, quelques souches sont susceptibles d'utiliser le CO comme seule source d'alimentation (Zeikus 1983).

Comme mentionné plus haut, *M.barkeri* peut se développer sur plusieurs substrats. Certains caractères intéressants du métabolisme ont été mis en évidence dans des études sur la mixotrophie. Lorsque la culture sur acide acétique est pratiquée en condition de phase gazeuse azotée, environ 80% du méthane provient de l'acide acétique, le restant provenant des composés organiques présents dans le milieu. En cas d'excès en H_2/CO_2 (à la place de l'azote), le méthane provient préférentiellement du CO_2; en présence de méthanol, d'acide acétique et d'azote, le méthane provient du méthanol. Dans ce cas, le méthanol stimule l'oxydation du groupe des méthyl acétate en CO_2; l'acétate fournit une source d'électrons nécessaires à la réduction du méthanol et apporte peu de carbone méthanogène (Zeikus 1983 ; Kryzcki *et al.* 1982).

Les études sur la digestion anaérobie ont montré que, dans la plupart des écosystèmes, (incluant les digesteurs, les sédiments lacustres, les boues noires, les marais, et autres milieux à l'exclusion des substrats gastro-intestinaux), 70% ou plus du méthane produit provient de l'acide acétique en relation avec le type de carbone présent au stade

Copyrighted material

initial. Ainsi l'acide acétique est l'élément intermédiaire clé dans les processus de fermentation globale présents dans ces écosystèmes (Mah *et al.* 1977). En théorie seulement 33% du méthane peut être produit à partir de la réduction du CO_2 par l'hydrogène généré au cours de la différenciation en acide acétique des matériaux carbonés initiaux. Inversement chez les ruminants ou l'acide acétique comme l'acide propionique ou butyrique, sont transformés par absorption à travers les parois du rumen et par suite métabolisés par l'organisme hôte, le méthane semble être principalement produit à partir de la réduction du CO_2 par l'hydrogène (Mah *et al* 1977). La croissance à partir de CO_2 en tant que seule source de carbone est définie comme autotrophie, mais cette croissance autotrophe des bactéries méthanogènes est totalement différente de celle des bactéries effectivement phototrophes et chemoautotrophes du fait qu'elle n'implique pas la mise en jeu du cycle de la ribulose biphosphate-Calvin (Hemming et Blotevogel 1985).

Les exigences nutritionnelles et physiologiques

Les besoins nutritionnels des bactéries méthanogènes varient du simple au plus complexe. Du point de vue de l'assimilation du carbone, certaines sont autotrophes (métabolisant des sources de carbone non organique), certaines sont hétérotrophes (dépendant des sources en carbone organique). Dans les habitats naturels, les bactéries méthanogènes dépendent fortement d'autres bactéries pour s'approvisionner en éléments essentiels tels que les minéraux, les vitamines, les acétates, les amino acides et autre facteurs de croissance (Mah et Smith 1981).

Influence des facteurs du milieu sur la digestion anaérobie

Les facteurs du milieu qui influencent les réactions biologiques tels que le pH, la température, les concentrations en éléments nutritifs et inhibiteurs, sont soumises à un contrôle externe dans les procédés de digestion en anaérobie.

pH : l'acétate et les acides gras produits au cours de la digestion tendent à abaisser le pH de la solution. Cependant, le bicarbonate en équilibre avec le gaz carbonique exerce une résistance forte au changement du pH. Cette résistance nommée effet tampon se mesure par la quantité d'acide (ou base) nécessaire pour changer le pH de la solution. Ainsi la présence de bicarbonate évite les effets pervers sur les méthanogènes qui résulteraient d'une baisse du pH liée à la production excessive d'acide gras au cours de la digestion. Les protéines et autres composés organiques et aussi bien les bicarbonates jouent un rôle sur la capacité tampon et la résistance aux changements de pH.

La plupart des micro-organismes se développent en condition de pH voisine de la neutralité, alors que d'autres valeurs de pH peuvent affecter négativement le métabolisme chimique en perturbant l'équilibre chimique des réactions enzymatiques, ou en détruisant effectivement des enzymes. Le groupe méthanogénique des organismes est le plus sensible au pH. Un pH bas peut causer l'arrêt de la chaine des réactions biologiques au cours de la digestion.

Copyrighted material

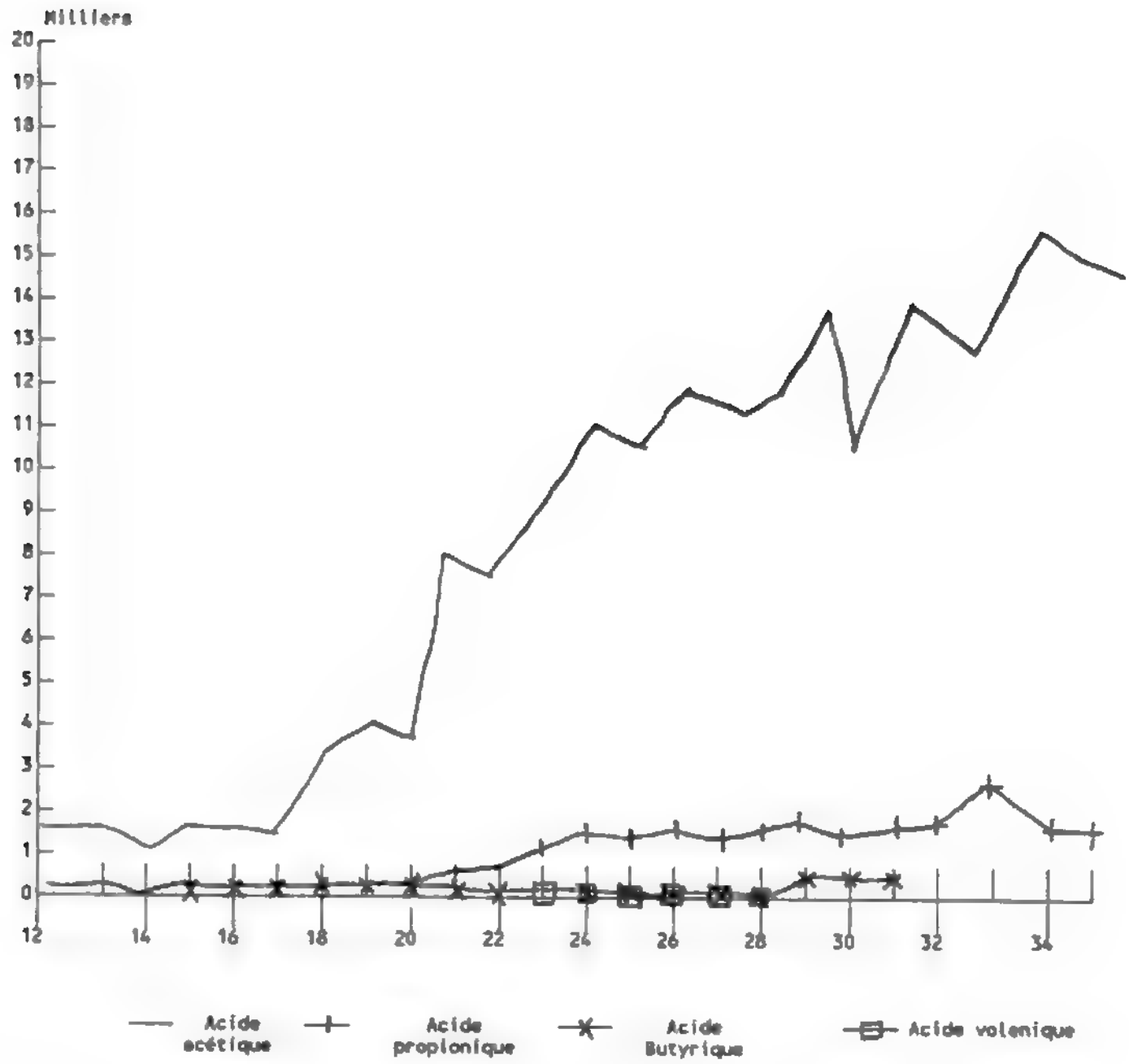


FIGURE 4.12 : Concentrations d'acides gras volatiles durant la digestion alors que le niveau du pH a été stabilisé en ajoutant de la chaux pendant la durée de l'expérience (Marchaim et Krause 1991)

Il existe deux méthodes opérationnelles classiques pour corriger des conditions de pH non équilibrées dans le digesteur. La première approche consiste à stopper complètement l'alimentation, afin de permettre aux populations méthanogéniques de réduire la concentration en acide gras et d'élever le pH à un niveau acceptable d'au moins 6,8. L'arrêt de l'alimentation ralentit aussi l'activité de la bactérie fermentaire et ainsi réduit la production d'acide . Après que le pH fut retourné à la normale, l'alimentation peut être recommencée à des niveaux réduits, et donc augmentée graduellement, afin d'éviter des chutes trop importantes du pH. Une seconde méthode implique l'apport de produits chimiques pour faire augmenter le pH et fournir une capacité supplémentaire à tamponner la solution. Un avantage de l'apport chimique est la stabilisation du pH, et les populations perturbées se réadaptent plus rapidement. La chaux est souvent utilisée. Le carbonate de soude (poudre de soude), bien que plus coûteux, permet d'éviter la précipitation de carbonate de calcium.

Température : le métabolisme et les taux de croissance tendent à augmenter pour des températures acceptables pour les microorganismes. Une température trop élevée peut cependant causer la chute des taux de métabolisme due à la dégradation d'enzymes néfastes à la vie de la cellule. Les microorganismes montrent une croissance optimale et des taux élevés de métabolisme pour une gamme bien définie de températures, propre à chaque espèce, en ce qui concerne notamment la limite supérieure définie par la thermostabilité des

Copyrighted material

protéines synthétisées par chaque type d'organisme. Les bactéries méthanogéniques sont plus sensibles aux changements de températures que les autres organismes présents dans les digesteurs.

Celà est dû au taux de croissance très rapide des autres groupes, comme les acétogènes, qui peuvent garantir un catabolisme significatif même à des températures très basses (Schmid et Lipper 1969). Toutes les populations bactériennes dans les digesteurs sont assez résistantes à des augmentations de température de courte de durée, (de l'ordre de 2 heures), et reviennent rapidement à une production normale de gaz lorsque la température est restaurée. Toutefois de fréquentes chutes de température peuvent déséquilibrer les populations et conduire aux problèmes de pH faible traités précédemment. Les variations de température peuvent être contraignantes pour la digestion mésophile (35°C) ou thermophile (55°C). Les effets de la température sont liés, significativement à la concentration en matière sèche de la fermentation. Lorsque des taux de charge proposés sont supérieurs à 10%, la tolérance à des amplitudes de 5-10°C est améliorée et l'activité bactérienne se restabilise dès restauration de la température (Marchaim 1983). Deux plages thermiques distinctes conditionnant la digestion ont été identifiées : la digestion optimale intervient autour de 35°C (mésophilie) et 55°C (thermophilie) avec une baisse d'activité pour une température de 45°C. Cette sensibilité à la température peut être due aux effets sur les bactéries méthanogènes, qui ont montré leur similitude d'adaptation pour ces deux gammes (Fig 4.13).

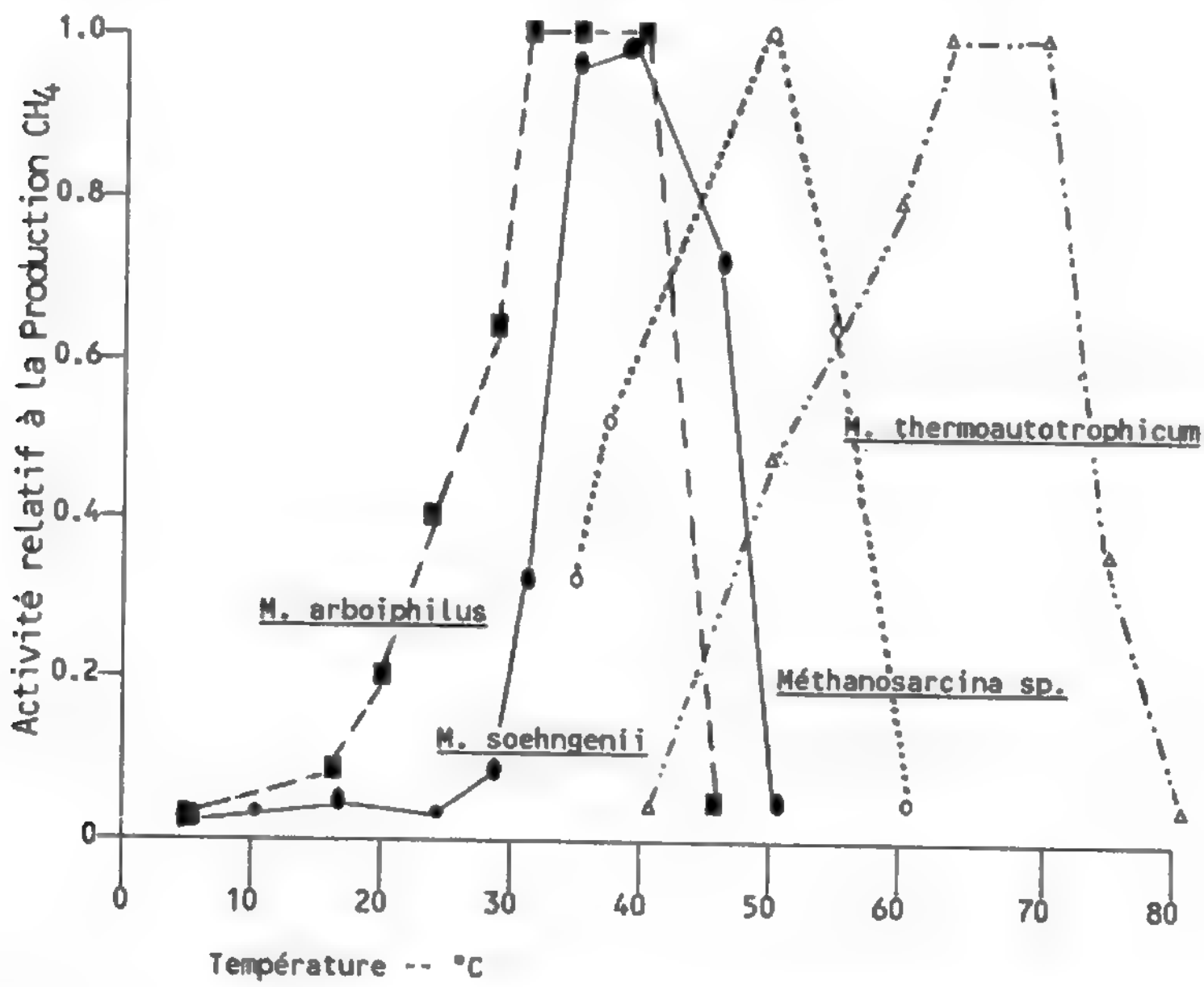


FIGURE 4.13 : Effet de la température sur les méthanogènes (d'après Zehnder et Wuhrmann 1977; Huser *et al.* 1982)

Copyrighted material

Ces conditions thermiques mésophiles et thermophiles ont été bien identifiées sur les boues activées et les refus d'ensilage (Malina 1961, Pfeffer 1974). Pour les fèces bovins, les effluents d'épuration et certains résidus de culture, la gamme est similaire quoique encore mal précisée (Golueke 1958 ; Chen *et al.* 1980 ; Nelson *et al.* 1939).

Un avantage de la digestion thermophile est une productivité doublée par rapport à la mésophilie, de telle sorte que le volume des réacteurs peut être divisé par le facteur 2 tout en traitant la même quantité de déchets solides pour une même production de gaz. Les résidus industriels solubles chauds et fortement chargés donnent des rendements journaliers spécifiques en biogaz jusqu'à 8 fois le volume de digesteur en conditions de biomasse bactérienne fixée. Avec des résidus chauds (t >55°C), cela est évidemment avantageux. Pour les résidus disponibles à la température ambiante, tels que les fumiers animaux, une énergie considérable est nécessaire pour atteindre ce seuil de 55°C. De nombreuses études détaillées sur la production de biogaz et les besoins en énergie ont été réalisées (Shelef *et al.* 1980; Converse *et al.* 1977; Schellenbach 1980; Hashimoto *et al.* 1981).

Shelef *et al.* (1980) ont trouvé que les digesteurs sous thermophilie pouvaient accepter des taux de charge plus élevés par rapport aux conditions mésophiles pour le même temps de rétention hydraulique (HRT).

Cet avantage est d'autant plus prononcé que le temps de rétention baisse. Avec un fumier à 12% de matière sèche et un HRT de 6 jours, ils ont obtenu des rendements spécifiques de 5.5 contre 3.0 dans des réacteurs, et ont trouvé que seulement 20% de l'énergie produite était utilisée pour le chauffage et le mélange.

Cependant Converse *et al.* (1977), en utilisant des déchets laitiers à 15.8% de matière sèche, ont trouvé que l'opération sous thermophilie (HRT=6.29, t=60°C) provoquait des rendements en énergie nettement plus faibles que l'opération sous mésophilie (HRT=10.4,t=35°C). Schellenbach (1980) conclua que les cultures sous mésophilie provoquaient un rendement plus élevé de méthane par livre de solide volatil que les cultures sous thermophilie, et que celles-ci étaient plus instables et sensibles à des interruptions mécaniques ou opérationnelles. Ce point a été soulevé par bon nombre de chercheurs, bien qu'il y ait un désaccord sur l'instabilité de la digestion sous thermophilie. Des systèmes thermophiles à 2 à 3% de matière sèche, en grandeur nature, agités mécaniquement exigent des contrôles de température de + ou - 0.5°C, alors que les systèmes mésophiles tolèrent des variations de + ou - 2°C (Garber 1954, 1975, 1977). D'autre part, lorsque plus de 10% des solides sont fermentés, une plus grande classe de rigueur des contrôles de températures est nécessaire dans la digestion thermophile (Marchaim 1983). Hashimoto *et al.* (1981) conclurent que la digestion thermophile provoque une production d'énergie par unité de capital investi, nettement plus élevée que la digestion mésophile. D'excellents résultats furent obtenus avec une concentration en entrée de 8 à 10% en solides volatiles et avec des temps de rétention de 4 à 5 jours. Marchaim (1983), et Shelef *et al.* (1983,1986), en Israël, ont démontré que la charge en solide dans les digesteurs commerciaux (200 m^3) pouvait atteindre une concentration égale à 16% sans provoquer d'importantes variations de température.

Dans de nombreuses publications récentes, il est fait état de la "digestion psychrophilique" (entre 10 et 25°C) (Willinger 1989 ; Paris *et al.* 1987). A l'aide d'un

Copyrighted material

réacteur de type UASB il peut être mis en évidence un processus fonctionnel de fermentation à des températures inférieures à 10°C (Grin *et al.* 1983 ; Lettinga 1983 ; Verstraete 1986). Le démarrage de cette digestion à basse température est la principale contrainte à l'application de cette technique. Le procédé psychrophile peut être conduit à partir d'un inoculum mésophile maintenu à 20°C pour lequel le temps de rétention est allongé, et si une attention particulière est accordée au maintien des acides gras à un taux le plus faible possible (Zeeman *et al.* 1988 ; Willinger 1989). Ce succès de la digestion à basse température est susceptible de changer l'attitude de beaucoup d'agriculteurs et industries vis à vis de la mise en oeuvre de la digestion anaérobie dans les pays froids. De Man *et al.* (1988) ont montré dans une récente publication que des systèmes de digestion anaérobie (EGSB et UASB) peuvent fonctionner à des températures inférieures à 8°C avec des effluents liquides peu chargés.

Influence des nutrients: En plus de la ressource en carbone et énergie, les bactéries anaérobies semblent avoir des exigences nutritionnelles simples, qui concernent l'azote, le phosphore, le magnésium, le sodium, le manganèse, le calcium, et le cobalt (Speece et Mc Carty 1964). Sachant que de légères déficiences perturbent considérablement les bactéries méthanogènes, il est nécessaire que les concentrations en éléments nutritifs soient en excès par rapport au niveau optimal exigé par ces dernières. Des apports complémentaires sont souvent nécessaires dans le cas des substrats industriels et résidus de culture. En général, la déficience nutritionnelle ne peut être considérée comme une contrainte majeure pour la plupart des fumiers, des produits d'affouragement, dans la mesure ou ceux-ci contiennent des quantités largement suffisantes.

Un élément nutritif essentiel peut devenir toxique pour les organismes si sa concentration dans le substrat devient trop forte. Dans le cas de l'azote, il est particulièrement important de maintenir un niveau optimal pour atteindre des performances correctes sans toxicité. Le déséquilibre entre une forte concentration en azote par rapport à la ressource en carbone entraine une toxicité avec la production d'ammoniac.

Influence du rapport carbone/azote sur la digestion

L'azote présent dans les stocks nutritifs a deux avantages :

(a) il fournit un élément essentiel à la synthèse des amino-acides, des protéines et des acides nucléiques ;

(b) il permet la conversion en ammoniac, base forte qui neutralise les acides volatiles produits au cours de la première étape de fermentation et ainsi de maintenir le pH au voisinage de la neutralité, condition essentielle à la croissance des cellules. Un excès d'azote dans le substrat peut conduire à une formation excessive d'ammoniac, cause de toxicité. Ainsi, il est important d'avoir une quantité adaptée d'azote dans le stock nutritionnel pour éviter toute carence (insuffisance en azote) ou toute toxicité par l'ammoniac (trop d'azote). La composition de la matière organique introduite dans le digesteur a un effet important sur le taux de croissance des bactéries et la production de biogaz.

Copyrighted material

Les composants du stock nutritionnel sont utilisés sélectivement par différentes bactéries présentes dans le digesteur. Cela est spécialement vrai pour différents rapports entre matière organique et azote. Les bactéries ont besoin d'un rapport C/N convenable pour leur métabolisme. Les rapports C/N supérieurs à 23/1 ont été identifiés comme inadaptés pour une digestion optimale ; et des rapports inférieurs à 10/1 se sont révélés inhibiteurs selon des études portant sur la digestion anaérobie thermophile des déchets de volailles, de fèces bovins, mélanges de papier et fumier, et d'autres substrats cellulosiques (Kimchi, 1984). Les expériences ont été conduites avec de l'urée comme source d'azote. Plusieurs études ont étudié l'effet inhibiteur : Hashimoto (1986) a analysé, en conditions mésophiles et thermophiles, l'effet du C/N pour des taux de renouvellement supérieurs à 10 fois le volume, et, a étudié les conditions d'adaptation, les corrélations avec les concentrations totales en acides gras volatiles (VFA). Velsen (1979) fait état de concentrations en azote de l'ordre de 5 000 mg/l comme seuil de tolérance par les bactéries présentes dans les boues d'épuration; et De Baere *et al.* (1984) a noté des débuts d'inhibition aux alentours de 8 000 mg/l. Divers travaux ont montré que l'ammoniac à l'état libre est beaucoup plus toxique que l'ion NH_4+. Wiegant et Zeeman (1986) ont proposé récemment un schéma du processus d'inhibition lié à la concentration élevée d'ammoniac pour le cas de la digestion thermophile. L'ammoniac agit comme un fort inhibiteur de la production de méthane à partir de l'H_2 et du CO_2. Son effet d'inhibition sur la production de méthane à partir de l'acide acétique est mineur. L'inhibition de la consommation d'hydrogène conduit à l'interruption du cracking des proprionates, ce qui entraîne l'inhibition des bactéries consommatrices d'acide acétique. Schwartz (1986) a examiné le stress lié à l'ammoniac sur les bactéries cultivées sur lit de boues anaérobies et a confirmé l'effet d'inhibition sur l'activité anaérobique de la concentration élevée en ammoniac; toutefois sans conséquences irréversibles quant aux dommages portés à la biomasse présente dans la réacteur.

Toutes les expériences précédentes ont été conduites avec des effluents de lisier de vache dilués (entre 2.5 et 4% de MS) auxquels était ajouté le NH_4Cl. Le rapport C/N du support nutritionnel a été montré comme un indicateur utile pour évaluer les risques d'inhibition et identifier les concentrations optimales en azote. Un rapport C/N de 30 est fréquemment cité comme optimal (Fry 1975 ; NAS 1977, Borda 1980 ; UNEP 1981 ; Kimchi 1986 ; Marchaim 1987). Du fait qu'une partie seulement du carbone et de l'azote disponibles dans le support nutritionnel est nécessaire pour la digestion anaérobie, le rapport réel C/N utilisable dépend des caractéristiques du support nutritionnel et des paramètres de la digestion de telle sorte que le rapport global C/N varie considérablement depuis des valeurs inférieures à 10 jusqu'à plus de 90 pour définir, en définitive, une digestion optimale.

Dans ces études un substrat qui libère instantanément de l'ammonium (NH_4) ou de l'ammoniaque (NH_3) a été utilisé. A partir de ces résultats, il a été conclu au caractère instantané de l'effet inhibiteur de l'apport de NH_4 sur la production de biogaz et au peu de chance de voir le système réussir à récupérer ses performances. Dans ces essais, l'azote minéral était utilisé avec des charges faibles en matière organique. En vue d'analyser si des fortes charges en matière organique dans un système conduit en thermophilie ont un effet essentiel sur la production de biogaz en présence d'ammoniac et d'azote organique, des apports de NH_4Cl associés à des charges fortes en matière organique, avec des apports complémentaires de sang ont été étudiés. La digestion thermophile de contenus de panse de bovin avec ou sans apport d'azote, tel que les chlorures d'ammonium ou de sang, selon un rapport C/N de 14.3 pour 1, n'a déclenché ni inhibition, ni augmentation de la production

Copyrighted ma

du biogaz (Marchaim 1987). L'apport de chlorure d'ammonium et de sang selon un rapport C/N de 10.6 pour 1 limite considérablement la production. Un apport limité au sang (C/N de 11.1/1) n'induit aucun effet d'inhibition. A la suite d'une panne d'électricité de plusieurs heures interrompant le brassage et le réchauffage du digesteur, même les supports n'ayant reçu que du sang ont vu leur productivité en biogaz réduite suivie par une capacité de récupération du système. Pour les systèmes contenant du NH_4Cl, la production de biogaz s'est arrêtée définitivement. Des valeurs élevées de charge organique qui induisent un fort effet tampon ainsi qu'une présence importante d'azote organique capable de limiter toute montée soudaine de la charge en ammoniac, sont considérées comme l'explication principale de l'absence d'éxpérience sur les inhibitions en conditions normales de fonctionnement.

Les principales causes de la variabilité de la production de biogaz reviennent plutôt à la nature et l'origine des contenus de panse utilisés. En opposition aux hypothèses formulées dans la littérature, l'inhibition de la digestion thermophile n'a pas été obtenue sous l'effet d'apports additionnels de NH_4+ pour ces conditions de forte concentration. On peut penser que le fort taux de charge en matière organique (environ 10% à comparer à 2-6% pour les autres essais) (Kimchi 1984, Hashimoto 1986, Wiegant et Zeeman 1986) soit le principal agent du contrôle de l'effet ammoniac. Depuis que l'inhibition a été démontrée comme provoquée par NH_3 et NH_4 (Wiegant et Zeeman 1986), l'effet de la capacité tampon liée aux fortes charges en matière organique est reconnu comme primordial.

Les effets de toxicité : La fermentation anaérobie est réputée pour sa sensibilité aux matières toxiques et de plus, la phase méthanogène est considérée comme la plus sensible. Une erreur classique d'analyse est toutefois de considérer que le processus n'est pas capable de tolérance aux matières toxiques et que la biomasse active meurt en présence de produits toxiques. Si le matériau toxique est de nature bactéricide, le temps de récupération est évidemment très long. Cependant les études sur la récupération des souches méthanogènes en situation de toxicité montrent que certains produits toxiques présents dans les résidus agricoles et industriels montrent un effet de reversibilité ou bactériostatique pour les concentrations généralement observées. Les bactéries méthanogènes sont capables de s'acclimater à des niveaux de toxicité largement supérieurs aux seuils de tolérance que supportent des bactéries non adaptées (Speece et Parkin 1983; Speece 1985).

Les conditions de milieu telles que le pH, le temps de rétention de la phase liquide (TRL),la charge totale en matière sèche (CMS) et le taux de charge en matière organique (TCMO) jouent sur la sensibilité des bactéries, leur réaction vis à vis de la toxicité, et leurs capacités d'acclimatation (Hashimoto *et al.* 1980). A titre d'exemple, un long TRL améliore la capacité d'acclimatation, et en général, réduit la sévérité des réactions vis à vis des produits toxiques. Un autre facteur environnemental important est la cause de toxicité lorsque sont présentes des quantités excessives de produits normaux, relativement non toxiques, organiques ou non qui deviennent inhibiteurs si le taux de charge en matière organique devient élevé. Les niveaux des seuils de tolérance, pour les produits non organiques varient selon que ces substances agissent seules ou en combinaison. Certaines combinaisons ont un caractère synergique, tandis que d'autres révèlent un comportement antagoniste (Kungelman et McCarty 1965; Kungelman et Chin 1971).

Copyrighted material

Les cations tels que Ca^{++}, Mg^{++}, Na^{+}, K^{+}, Fe^{++} ou NH_4^{+} qui sont plutôt stimulants à faible concentration, deviennent toxiques lorsque celle ci devient plus importante. Des anions tels que SO_4-, NO_3-, sont des inhibiteurs potentiels du fait de leur fonction d'être alternativement des accepteurs d'électrons (Winfrey et Zeikus 1977). Le sulfide S- qui est un élément essentiel pour la plupart des méthanogènes, devient toxique à plus de 200 mg/l et devient insoluble lorsque des métaux lourds sont présents (Stafford *et al.* 1981 ; Zeikus 1977).

Les composés toxiques affectent la digestion aux basses concentrations, en réduisant le taux de métabolisme, aux concentrations plus fortes, ils empoisonnent puis tuent les microorganismes. Les bactéries méthanogènes sont les plus sensibles, bien que tous les groupes concernés par la digestion paraissent potentiellemnt sensibles. En raison de leur vitesse faible de croissance, les bactéries méthanogènes peuvent causer un échec du processus global dans les systèmes infiniment mélangés, par effet de lessivage de la biomasse bactérienne, en raison d'une évacuation des bactéries de la couche supérieure au début de la reproduction dans le digesteur.

En vue de contrôler et d'ajuster la maintenance du digesteur, pour réduire les effets néfastes, il est important d'identifier la toxicité dès ses premières phases. Les deux principaux facteurs d'inhibition sont :

a. La chute de la production de méthane, caractérisée par deux baisses consécutives de 10% de la production journalière, le taux de chargement étant constant.

b. L'augmentation de la concentration en acides gras volatils, correspondant à des concentrations supérieures à 250-500 ppm (mg/l).

Les éléments toxiques les plus courants rencontrés dans les supports nutritifs sont l'ammoniac, les acides volatils, et les métaux lourds.

L'ammoniaque : il est souvent rencontré dans les supports ayant un fort taux de protéines. L'ammoniaque se forme rapidement dans le digesteur, par biodégradation des constituants des protéines. L'ammoniac libre a été reconnu comme plus toxique que l'ion ammonium, et devient toxique pour des pH inférieurs à 7. En général, les taux d'ammoniac libre devraient être maintenus en dessous de 80 ppm pour éviter l'inhibition (Anderson *et al.* 1982). Il a été montré qu'une très forte concentration de l'ordre de 1 500 à 3 000 ppm en ion ammonium est tolérable (McCarty 1964a; Fisher *et al.* 1979; Hart 1963; Schmid et Lipper 1969). Les concentrations en ammoniaque et ammonium dépendent des équilibres des réactions et du pH.

Les acides volatils : De fortes concentrations en acides volatils tels que les acétates, les proprionates ou les butyrates sont associées aux processus d'inhibition. Il n'est pas évident que les acides eux-mêmes puissent devenir toxiques. Le proprionate est parmi ces acides reconnus pour leurs effets inhibiteurs à des niveaux de concentration supérieurs à 1 000 ppm (Hobson et Shaw 1976).

Les métaux lourds : certains d'entre eux sont toxiques pour les organismes anaérobies, même à de faibles concentrations. Les métaux lourds bloquent le métabolisme

Copyrighted material

et tuent les organismes en inactivant le groupe d'enzymes à savoir les sulfhydriles par formation de mercaptides (Mosey *et al.* 1971). Du fait que ces réactions impliquent des ions métalliques, c'est la fraction soluble qui constitue le facteur toxique; et les effets de toxicité sont ainsi affectés par la solubilité des métaux lourds dans les conditions diversifiées qui sont présentes dans les digesteurs (Theis et Hayes 1979). Sachant que de nombreux métaux lourds fabriquent des sulfites insolubles, ou des hydroxydes dans les conditions de pH caractéristiques des digesteurs, une solution pour lutter contre cette toxicité par métaux lourds est d'ajouter des substances chimiques tels que des sulfates qui vont former des complexes non toxiques ou des précipités insolubles. Il est également possible d'éliminer les produits toxiques du support nutritif ou de les diluer jusqu'à passer en-dessous du seuil de toxicité.

La biodégradabilité du stock nutritif dans les digesteurs

En général, la plupart des déchets organiques sont aptes à la digestion; la lignine fait cependant exception. Dans les pays en développement, le produit de base est la bouse de vache, en raison de l'importance de l'élevage. Celle-ci est un bon substrat du fait qu'elle est modérément dégradable et bien équilibrée sur le plan nutritionnel (C/N=25 : 1). Les lisiers et fientes de poule produisent beaucoup plus de biogaz par kilogramme de matière, pour des charges plus fortes, des rapports C/N plus faibles, ce, pour un risque d'échec supérieur. Les résidus de sanitaires, aussi riches en azote (C/N=6) peuvent aussi être digérés. Des résidus carbohydratés peuvent être ajoutés pour accroître le C/N et augmenter le production de gaz. Les résidus agricoles (de blé, de riz) sont aisément mobilisables mais leur C/N est très élevé (supérieur à 40). Ils peuvent être digérés seulement en présence de fumiers et fèces. Ces substrats sont normalement partiellement biodégradables, ce qui peut être amélioré en assurant leur fragmentation ou un précompostage. Toutefois, avec ces substrats, des problèmes peuvent se poser puisqu'ils flottent dans le digesteur et forment une croûte dure à la surface. La teneur élevée en lignine de ces substrats donne une texture fibreuse aux effluents, ce qui les rend utilisables comme amendements pour les sols. Les plantes telles que les jacynthes d'eau, les lentilles d'eau etc... sont aussi facilement dégradables pour donner de relativement forts rendements en gaz. Dans ce cas, la biodigestion de ces plantes peut constituer une solution aux problèmes d'invasion des canaux tout en apportant une ressource importante en énergie. Du fait que leur productivité primaire est forte, l'opportunité à créer des fermes énergétiques apparaît bien tentante, en cultivant ces herbes si possible avec des eaux usées, ce qui solutionnerait aussi le problème du traitement de dépollution. Comme elles absorbent les matières toxiques présentes dans les boues, les effluents traités sont d'une réutilisation limitée. Les ordures urbaines (poubelles, déchets organiques ménagers, et déchets industriels) peuvent en principe être traites grâce à la digestion anaérobie. Ces milieux n'ont toutefois pas encore été étudiés dans les pays en développement.

Copyrighted material

CHAPITRE V

LA POLLUTION DE L'ENVIRONNEMENT ET LE CONTROLE DES PATHOGENES

La pollution de l'environnement

La croissance rapide de la population mondiale au cours des dernières décades s'est traduite par deux effets qui nous concernent plus particulièrement ici : l'augmentation des ordures ménagères et l'intensification de l'agriculture. La première a entraîné l'existence de décharges toxiques, la seconde s'est traduit par la croissance des déchets, se traduisant par un gâchis des ressources, tel que le lessivage des pesticides des engrais chimiques à travers les sols. Ces deux problèmes vont conduire à faire peser une nouvelle menace dont l'ampleur résultera en une crise du même ordre que la crise alimentaire mondiale des années 50 et 60 : la pollution de l'eau de source comme des nappes souterraines. Dans de nombreuses parties du globe, la pénurie d'eau potable est d'actualité, ou proche de le devenir très bientôt. Le fait que ce problème ne soit pas directement lié au niveau de développement des pays est remarquable. Discuter de ces problèmes de ressources en eau n'est pas l'objet de cette étude, laquelle vise plutôt à voir en quoi la filière de méthanisation peut contribuer à trouver une solution à cette pollution des sols et des eaux. La transformation des déchets en produits inoffensifs et utiles est une solution à la pollution urbaine et soulage la pression de pollution sur les nappes. La substitution d'engrais chimiques, le compostage et le recyclage des résidus sont des contributions possibles du secteur rural. Moins de matières dangereuses migreront dans le sol, vers les nappes et vers les sources d'eau potable,tandis que la capacité de rétention en eau des sols sera améliorée, permettant l'économie d'irrigation, et la réduction des lessivages. Il est bien connu que l'agriculture devra réduire sa consommation d'eau d'irrigation, et à long terme, prévoir de traiter ses eaux afin d'en éliminer les facteurs pathogènes. Bien que l'état actuel de développement de la digestion anaérobie n'offre pas encore de solution globale au problème de pollution du milieu, celle-ci apporte une réponse partielle et peut devenir la clé pour résoudre un problème qui est devenu plus important que la pénurie alimentaire, à l'échelle de la planète aujourd'hui. Il y a des risques évidents pour qu'il s'accentue dans le proche avenir.

Les besoins de décontamination

Les résidus fermiers, fumiers animaux, pailles, résidus de cotonnier, lisiers de porc (fumier de maternité, contenus intestinaux et autres déchets solides), sont sérieusement contaminés par des microorganismes pathogènes, ce qui les rend d'un usage risqué. Les examens montrent ainsi de nombreux germes pathogènes dans les fèces animaux, comprenant des bactéries entériques, des spores de champignons, des oeufs de parasites et certains virus coriaces. A travers leur gestion, leur application au champ, ces germes peuvent contaminer les équipements, le sol et les eaux superficielles. Ces transmissions de pathogènes sont une menace potentielle pour la santé des agriculteurs, des consommateurs, du bétail lui même.

Copyrighted material

Des traitements prophylactiques, par des médicaments et le respect de l'hygiène, peuvent aider au contrôle des pathogènes. Toutefois ils deviennent de plus en plus coûteux et corrélativement de moins en moins efficaces du fait des résistances aux facteurs actifs que développent les microorganismes. Un traitement de nature homéopathique est nécessaire pour détruire ces pathogènes et en conséquence protéger notre bien être.Cela est important non seulement dans les pays en développement ou les mesures sanitaires sont inadaptées, mais aussi dans les pays industrialisés ou la production animale intensive génère tant de résidus (Klinger 1986 ; White 1982 ; Shih 1988). De nombreux articles et guides pratiques relatifs à la gestion des fumiers et protection contre les risques ont été publiés par le réseau FAO intitulé "Utilisation des déchets d'élevage".

Les abattoirs sont souvent la dernière étape pour les animaux malades. Normalement les précautions semblent suffisantes pour éviter la contamination des consommateurs, mais très peu de mesures de prophylaxie semblent être prises en matière de dissémination des germes par les déchets solides. Les effluents d'abattoirs sont souvent expulsés vers les stations d'épuration municipales (Irmer et Belting 1984) où ils créent de sérieux problèmes dûs à leur forte DBO et DCO. Certains auteurs ont estimé qu'un abattoir traitant 100 têtes de bétail par jour produit une charge polluante équivalente à une ville de 40 000 à 50 000 habitants (Klinger 1986).

C'est à ce niveau qu'une technologie de décontamination et préservation de l'environnement est à mettre au point, en particulier dans le cas d'établissements producteurs d'aliments. La fermentation méthanique est une technique intéressante pour répondre à cet objectif, en raison de la valorisation des déchets qu'elle procure. Les variations du milieu microbiologique des substrats fermentés et les réutilisations des effluents sont discutés ci après.

Des mesures d'hygiène stricte doivent être respectées pour garantir la protection sanitaire des travailleurs dans les abattoirs. Les abats en particulier, les contenus de panse et les fèces des animaux sont sources de problèmes dans les stations d'épuration. La digestion anaérobie thermophile (Klinger et Marchaim 1987) s'est révélée, en plus de transformer utilement des sous-produits, être un procédé de décontamination. Celle-ci réduit les coliformes par 6-7 unités logarithmiques, et les Salmonelles jusqu'à des niveaux en-dessous du détectable. Dans de nombreux cas, les Salmonelles étaient présentes dans les substrats introduits dans le digesteur, et se sont trouvées éliminées par la fermentation thermophile. La digestion anaérobie est à la fois une biotechnologie de valorisation des ressources et de protection de l'environnement.

Dans le cas du traitement des résidus d'élevage, elle produit le biogaz comme source d'énergie tandis que les effluents digérés sont utilisés comme fertilisants ou aliments. Elle décompose les résidus organiques pour réduire la pollution de l'environnement, détruit les germes pathogènes protégeant ainsi la santé des hommes et des animaux. Les multiples avantages du système ont été mis en évidence sur la base des résultats de divers digesteurs à la fois, à l'Université de l'Etat de Caroline du Nord (Steinsberger et Shih 1984; Steinsberger *et al.* 1987; Shih 1987b; Shih 1988; Jiang *et al.* 1988), et dans quelques kibboutz en Israël. En intégrant l'ensemble des avantages de la technologie, le concept d'une ferme holistique a été développé tel un nouveau système agricole (Marchaim 1983; Shih 1985; Shih 1987a). Dans les pays en développement, ce concept de ferme holistique reste

Copyrighted

toutefois à évaluer et à valider à une large échelle. Les résultats d'une série d'études conduites dans plusieurs pays en vue d'évaluer le rôle des digesteurs utilisant des substrats d'élevage de bovins et de porcs quant au contrôle des différents types de germes pathogènes sont présentés. Le sort des germes pathogènes, Salmonelles, coliformes fécaux, champignons, oocytes protozoaires et virus a été l'étudié dans des digesteurs alimentés en fientes de volailles (Shih 1988). Les digesteurs étaient conduits en thermophilie (50°C) et mésophilie (30°C). En comparant les effluents à entrée et à la sortie, il est apparu que les coliformes fécaux y compris les Salmonelles étaient totalement détruits en 24 heures pour le digesteur en thermophilie, et seulement réduits de 50 à 70% pour les conditions mésophiles. La destruction des champignons s'est avérée proche de 100% à 50°C, et de 95% à 35°C.

Les digesteurs ont été inoculés avec des oocytes de *Eimeria tenella*. Après 24 heures les oocytes sont récupérés et testés *in vitro* pour leur sporulation et l'infestation de jeunes poussins. Les oocytes traités par thermophilie ont perdu leur pouvoir infectant alors que ceux traités par mésophilie ont conservé 40% de leur potentiel infectieux. La maladie virale de Marek (MDV) a été incubée, en anaérobiose, dans le fluide d'un digesteur maintenu à 50°C. Après 24 heures l'isolation du MDV était tentée par centrifugation et sa présence testée par une hybridation d'ADN à l'aide d'un marquage du virus MDV par le phosphore 32, préparé à partir d'une banque de gènes obtenue par clônage dans un plasma-ed BR328. Aucune trace de MDV marqué à l'ADN ne fut détectée dans le traitement par hybridation. Evidemment les MDV ont été détruits et leur ADN a disparu. En conclusion, un large spectre de pathogènes peut être détruit par la digestion anaérobie, en particulier en conditions de thermophilie. Bien que les pathogènes étudiés concernaient les maladies des volailles, il est vraisemblable que le procédé de digestion anaérobie devrait détruire les pathogènes responsables de maladies humaines.

Les bactéries entériques: Beaucoup de bactéries pathogènes y compris les Salmonelles, les Enterobacteria ont été trouvés vivants dans des déchets échantillonnés de volaille, de porc et de bovins (Alexander *et al.* 1968; Kraft *et al.* 1969; Smith *et al.* 1978; Shih 1988; Klinger et Marchaim 1987). Ces bactéries présentes dans les déchets peuvent contaminer les batiments d'élevage, les équipements et les eaux de ruissellement (Kraft *et al.* 1969; Coker 1983; Khaleel *et al.* 1980; Thelinet et Gifford 1983). On peut d'ailleurs se préoccuper d'une éventuelle contamination des volailles elles mêmes destinées à la vente. La réduction de ces bactéries pathogènes à la ferme ne protégera pas seulement la qualité de l'environnement des volailles mais aussi celle des consommateurs. Shih (1988) a comparé les effets des digesteurs de fientes de volailles sous mésophilie (35°C) et sous thermophilie (50°C) à ceux des coliformes fécaux incluant la Salmonelle. Des échantillons de fientes collectés dans un poulailler sont utilisés pour préparer le substrat pour l'alimentation quotidienne des digesteurs de laboratoire. Les flux entrants et effluents sont collectés et la probabilité de présence de Salmonelles a été examinée (Mc Coy 1962). Aucune croissance bactérienne n'a été détectée dans l'effluent provenant du digesteur sous thermophilie, mais de nombreuses colonies de présumés coliformes sont observées dans celui du digesteur en mesophilie (Shih 1988). Dans l'influent, on observe environ $1,9 \times 10^5$ coliformes et 14.4 Salmonelles pour 100ml. Dans les effluents du digesteur sous mésophilie on observe 6.5×10^5 coliformes (66% de réduction) et 7.0 Salmonelles (51%) pour 100ml, alors que rien n'a été détecté pour le digesteur en thermophilie. Pour l'examen de bouses de vaches et de déchets d'abattoir, le dénombrement des microbes est effectué selon une méthode standard (Klinger *et al.* 1986). Les paramètres suivants sont calculés et analysés : la bactérie aérobie mésophile (TAM); la bactérie

Copyrighted m

anaérobie mésophile (TAnM); la bactérie aérobie thermophilie (TAT); la bactérie coliforme; la bactérie Clostridium sulphato-réductrice (S.Red.Cl.), et la présence de Salmonelles. Les dénombrements de bactéries sont effectués en duplication. Les statistiques présentées dans le tableau 5.1 figurent en unité logarithmique décimale les deux dénombrements. La fermentation anaérobie thermophile a été sélectionnée pour traiter des déchets d'abattoir, parce qu'on avait espéré éliminer la Salmonelle et réduire les populations de bactéries pathogéniques. D'après le tableau 5.1, on note une réduction de plusieurs ordres de grandeur chez les bactéries coliformes et, dans la plupart des cas, l'élimination totale des Salmonelles. Quand la fermentation est instable ou incomplète, une augmentation immédiate des coliformes survient, et dans certains cas, la survie des Salmonelles est observée. Peu de changements ont été observés sous l'effet d'autres paramètres.

La bactérie sulfato-réductrice clostridium survit généralement avec plus de 10 000 unités de colonies formées (CFU) par ml.

Ce substrat a aussi été examiné pour sa population bactérienne après un mois de mise en compost. Le contenu bactérien est similaire à celui d'un lisier (tableau 5.1), mais dans tous les cas sauf un, on ne détecte plus de Salmonelle, et les coliformes sont réduits à un niveau indétectable. Dans un seul échantillon, ce qui est exceptionnel, une réaction positive pour la Salmonelle a été trouvée dans le Peatrum frais utilisé pour la production de champignon.

TABLEAU 5.1 : Changements dans les populations bactériennes avant et après AMTD de contenu de rumen et des bouses de vache chargés dans une unité pilote

Comptage bactérien en unité logarithmique						
Type de bactérie	Charge			Sortie effluent digéré		
	moyenne	maxi	mini	moyenne	maxi	mini
T.A.M.	6.41	7.70	5.95	5.87	6.00	5.78
T.A.T.	5.66	5.84	5.30	5.11	6.84	<5.00
T.An.T.	7.04	7.48	5.60	5.69	7.00	5.00
S. Red.Cl	2.78	3.48	2.30	<2.03	3.00	<1.00
Coliformes	6.38	6.86	5.30	<2.30	3.00	<1.00
pH	7.10	7.50	6.50	7.46	7.60	7.20

Les moisissures

De nombreuses moisissures, comprenant à la fois des agents pathogènes et toxiques, ont été trouvées dans des déchets de volailles, de vaches, de porcs etc... Ce sont des espèces d'Aspergillus, Pénicillium, Candidas, Fusarium, Mucor etc... Les spores de champignons et les aliments moisis sont les principales sources de contamination. Peu de

Copyrighted material

travail a été focalisé sur le sort des moisissures dans le processus de traitement des déchets animaux, mais ces moisissures furent trouvées dans des boues variées et dans des effluents provenant des installations de traitement des déchets municipaux (Butler 1960; Cooke 1965). Deux études ont démontré que les rendements décroissants obtenus pouvaient être causés par des moisissures phytopathogéniques présents dans les eaux d'égouts utilisées pour irriguer les champs (Butler 1960; Cooke 1971). Une seule étude a été menée sur l'ensemencement d'une moisissure pathogénique dans un digesteur anaérobie et sur sa viabilité. Une perte de 99% de la viabilité de la spore du Fusarium Oxysporum a été détectée après 28 heures dans un digesteur anaérobie en mésophilie (Turner *et al.* 1983).

Dans le laboratoire de Shih, les effets de déchets de digestion anaérobie de fientes de volailles, en mésophilie et thermophilie, sur les moisissures résiduelles d'un compost de volailles, ont été étudiés (Woollens 1987). La destruction des moisissures et des spores fongiques, pendant la digestion, a été établie en comparant les dénombrements de colonies dans les influents et les effluents du digesteur. Les nombres de moisissures ou de spores fongiques dans l'influent varient d'un échantillon à l'autre, mais ils sont réduits de façon drastique dans les deux digesteurs. Dans le digesteur en mésophilie, le taux de réduction est d'environ 95%, alors qu'il est de 99.8% dans le digesteur en thermophilie.

TABLEAU 5.2 : Décroissance des comptages de champignons dans un digesteur chargé en fientes de volaille.

	CFU/ml		Reduction
	Influent	Effluent	(%)
Mésophile			
Exp. 1	5,386	235	96.6
Exp. 2	4,586	403	91.2
Exp. 3	13,314	396	97.0
Thermophile			
Exp. 1	1,529	1	99.9
Exp. 2	1,671	10	99.4
Exp. 3	386	0	100.0

Les protozoaires: Les parasites protozoaires, les nématodes, les cestodes et les helminthes jouent également un rôle dans les traitements des déchets. La plupart de ces organismes ont un cycle de vie qui inclue un passage où ils résident dans les intestins d'animaux, ainsi ils sont souvent présents dans leurs excréments. De manière générale, les kystes des protozoaires comme les Entamoeba et les Gtardia, sont inactivés par la digestion anaérobie. Les oeufs des parasites comme les Ascaris, les Toxocara, les Toxascaris et les Trichuris sont plus résistants (Leftwich *et al.* 1981; Black et al. 1982; Coker 1983; Olsen 1984). L'efficacité de la digestion anaérobie qui détruit les oeufs et sacs protozoaires est dépendante du temps et de la température. La digestion anaérobie peut retarder le développement de l'oeuf, dû à un manque d'oxygène. Augmenter la température entraîne un

Copyrighted material

accroissement de la destruction ou de l'inactivation des oeufs parasites. Le traitement anaérobie à 60°C a été recommandé pour une application sur le terrain (Hays 1977). En Chine, une amélioration de la santé publique dans les campagnes a été notée, après que de nombreux digesteurs aient été installés dans les années 70 (Zhao 1985). La coccidiose causée par les espèces protozoaires *Eimeria*, est une des maladies les plus répandues chez les volailles. Un important facteur dans l'étude de l'épidémie de la coccidiose est la survie des oocytes qui sont présents dans les excrétions des hôtes infectés. Un procédé de traitement des déchets qui détruit les oocytes interrompera le cycle de vie de la coccidia, et ainsi empêchera la maladie (Fayer et Reid 1982). Les effets des digestions anaérobie en mésophilie et en thermophilie sur la survie et le pouvoir infectieux des oocytes de *Tenella Eiméria* ont été étudiés par Shih (1985, 1988); Lee et Shih (1988). Les oocytes actifs, provenant des contenus fécaux des poulets infectés, ont été récoltés pour être traités par une digestion en thermophilie (50°C) : ils étaient incapables de sporuler, donc non infectieux pour les jeunes poulets. Par ailleurs les oocytes soumis à la digestion mésophile étaient restés modérément infectieux.

Les virus: Les virus pathogènes constituent un véritable pari pour le développement des procédés de traitement des effluents. Les virus humains intestinaux sont très souvent présents dans les effluents et ils demeurent actifs pour beaucoup de traitements classiques (Ward et Ashley 1976). Il est aussi probable que ce soit la même réalité pour les virus touchant les animaux bien que peu de travail ait été réalisé dans ce domaine. Certains virus dans leur forme libre sont capables de rester actifs dans la nature, et ce, pendant des durées prolongées. Les virus affectent aussi les eaux souterraines. La probabilité de contamination de celle-ci par l'épandage des effluents reste élevée. De nombreuses études ont montré que les virus humains, tels *Coxsachievirus*, *Poliovirus*, *Echovirus*, et bien d'autres virus fécaux sont significativement affaiblis par le traitement anaérobie, en particulier en condition thermophile (Ward et Ashley 1976; Eisenhardt *et al.* 1977; Berg et Berman 1980). Ward et Ashley (1976) ont identifié quatre facteurs primordiaux impliqués dans l'inactivation des virus. La température, la concentration en ammoniac, le pH et la présence de détergents ioniques. L'aptitude des virus à adsorber les solides durant le traitement anaérobie est un facteur de protection important permettant de prolonger leur survie durant le traitement. Lorsque les digesteurs sont utilisés pour le traitement des déchets agricoles, de nombreuses recherches devraient être menées pour déterminer le devenir des virus animaux dans les systèmes. Les méthodes de diagnostic pour l'infection par MDV, par exemple, ont été développées par certains laboratoires (Pyrzak et Shih 1987; Xi *et al.* 1986).

Le rôle du biogaz sur l'environnement et l'écologie dans les pays en développement

En Chine, la digestion anaérobie est une voie importante pour valoriser les ressources, obtenir des revenus à travers la technologie biogaz, pour la production d'énergie, la protection du milieu, et l'amélioration de l'écologie. L'utilisation du biogaz telle que développée par la Chine a attiré l'attention de nombreux pays. Un biodigesteur couplé à des latrines et une porcherie a été développé en 1973, et depuis, de nombreux autres exemplaires ont été diffusés dans le milieu rural de ce pays. L'effluent coule directement dans le digesteur, à l'abri de l'air, sans évaporation, ce qui assure les conditions d'hygiène. Les effluents des sanitaires humains sont aussi récupérés. Une solution efficace aux problèmes d'hygiène des milieux ruraux et urbains a ainsi été trouvée. Avant l'introduction du biogaz, les conditions d'hygiène étaient précaires, avec les ordures, les effluents, résidus pailleux

Copyrighted mater

répandus à même le sol de la ferme, les moustiques, mouches étant responsables de fréquentes épidémies au détriment de la santé des paysans. Une fois les digesteurs construits, tous ces résidus furent traités par le digesteur pour donner du biogaz. En zone rurale, un petit digesteur connecté à une latrine et une porcherie fut recommandé et largement popularisé. Il s'agit d'un modèle cylindrique vertical, d'une capacité utile variant entre 6 et 8 m^3. Le temps de rétention des substrats est égal ou supérieur à 30 jours. Par ailleurs des grands digesteurs de plusieurs centaines de m^3 de capacité utile ont été installés dans les fermes d'Etat. Une latrine expérimentale couplée à un digesteur de trois étages a été installée dans la ville de Mianyang, province du Sichuan. Les mouches, les nymphes, les odeurs nauséabondes furent éliminées (Den Ke-Yun *et al.* 1988). La réduction de la charge en oeufs dans l'effluent fut de l'ordre de 95%. Le taux de destruction d'oeufs d'ascaris fut de 93,7% dans l'effluent, de 65,2 dans le bassin de stockage, et de 12,5% dans la trémie de chargement. Le résultat relatif à la destruction des oeufs parasites fut largement supérieur à celui donné par une latrine conventionnelle considérée comme témoin. Il est clair, d'après ce qui précède, que le procédé anaérobie est largement plus performant que la fermentation aérobie.

Copyrighted material

CHAPITRE VI

COMPARAISON DES PROCEDES AEROBIE ET ANAEROBIE D'EPURATION DES EAUX

Jusqu'au début du 20ème siècle, le traitement des effluents était limité à l'épandage. Ensuite des techniques de filtration furent développées. En raison de la croissance de l'offre en effluents, les scientifiques se sont penchés sur des systèmes évitant les filtres. Depuis 1890, à la fois dans le Royaume uni et aux Etats unis, des essais furent conduits pour remédier au caractère repoussant des eaux usées, basés sur l'injection d'air dans la phase liquide. C'est vers 1912 qu'une avancée importante fut obtenue en mettant fin à l'élimination des fractions floculées, à travers leur réutilisation répétitive. Le principe des boues activées fut décrit pour la première fois par Arden et Lockett (1914) et Sawyer (1965). Le traitement aérobie des effluents est ainsi âgé d'environ 100 ans. Ce n'est que récemment que l'évolution a porté sur le recours aux biotechnologies.

A la fin du dix neuvième siècle, la contribution à la mise au point des traitements anaérobies des effluents solides en suspension fut réalisée. La démarche industrielle relative à la digestion des boues fut réalisée à l'orée du 20ème siècle au Royaume uni. Le premier digesteur réchauffé fut installé en Allemagne en 1927 (Mc Carty 1982). A la différence du traitement aérobie, l'identification des processus microbiologiques intervenant dans la digestion est intervenue en même temps que le développement de la technologie. Du fait que de nos jours, les technologies aérobies et anaérobies ont gagné la reconnaissance scientifique, il est intéressant d'identifier le domaine d'évolution de chacune, leur complémentarité, ce qui était le cas par le passé, et leur éventuelle concurrence dans le futur. Une large revue des critères relatifs au traitement des eaux est donnée au tableau 6.1. La liste reste toutefois qualitative en raison d'une certaine subjectivité du choix des facteurs.

Le traitement aérobie

La première étape pour améliorer la technologie repose sur la prise en compte des bases théoriques, notamment le fait que la biomasse microbienne, après avoir absorbé et métabolisé la fraction colloïdale soluble, flocule et se dépose de telle sorte qu'un liquide clair est obtenu. Des informations essentielles relatives à la nature filamenteuse des organismes et de leur écophysiologie ont été obtenues au cours des dernières décades. Les centres européens de recherche, en particulier, ont contribué à une meilleure connaissance de la biotechnologie des boues activées et processus de floculation (Chudoba *et al.* 1973; Eikelboom 1975; Van den Eynde *et al.* 1984; Rensink *et al.* 1982; Slijkhuis 1983; Cech et Chudoba 1983). Le concept des floculats filamenteux renforcés (Segzin *et al.* 1978) et des floculats affamés ou gavés (Rensink *et al.* 1982; Slijkhuis 1983) rend possible désormais la manipulation des boues activées avec un degré de vision confortable et de contrôle (Verstraete et Van Vaerenbergh, 1986).

Copyrighted material

TABLEAU 6.1 : Inventaire des critères applicables au traitement des eaux usées

Critères	Aérobie	Anaérobie
Type d'effluents traitables	+	
Systèmes de régulation et contrôle	+	
Seuils de charge volumique applicables		+
Besoin énergétique		+
Besoin en chaleur	+	
Surplus de production des eaux résiduelles		+
Absence de besoin en éléments nutritifs		+
Absence de besoin en oxygène		+
Elimination de la DBO	+	
Elimination de l'azote	+	
Elimination du Phosphore	+	
Valorisation des sous-produits		
Dégradation des composés chlorés		+
		+

Selon Votchen *et al.* (1988)

+ : avantage d'une technique sur l'autre

Le second facteur limitant l'approche biotechnologique du traitement aérobie des eaux usées est la densité relativement basse de la biomasse microbienne dans le réacteur. En raison de problèmes d'implantation, la quantité de biomasse dans la phase liquide doit être maintenue dans une gamme de 3 à 5 kg de matière sèche volatile par m^3 de réacteur. Une des solutions évidentes pour résoudre ce problème est de permettre à la biomasse de s'accrocher à un support robuste tel que des particules de sable, et de gérer le réacteur comme un lit fluidisé suspendu. Un excellent travail dans ce domaine a été entrepris aux Etats unis et en Europe (Shieh *et al.* 1979; Heijnen 1984). Des densités de biomasse allant jusqu'à 30 kg/m^3 peuvent être atteintes avec des taux de charge volumétriques susceptibles d'être multipliés par le facteur 10 par rapport aux procédés classiques. Toutefois dans la pratique cette performance n'a pas encore été obtenue; deux raisons majeures pouvant être invoquées. La première est liée à la complexité du traitement induite par le lit fluidisé qui rend nécessaire un contrôle permanent: les systèmes conventionnels sont simples et grossièrement contrôlables. La seconde est due au fait que le lit fluidisé est focalisé sur un rendement par unité de volume de réacteur: ce qui intéresse en réalité l'utilisateur c'est plutôt la qualité globale de l'effluent en sortie.

Un troisième type d'évolutions relatives à la digestion aérobie peut être regroupé sous le commun dénominateur "installations peu coûteuses et faciles à gérer". Le tableau 6.2 présente les récents développements en Europe. Ils sont focalisés sur les points faibles de la technologie aérobie. Le recours aux techniques de pilotage par informatique est ainsi remarquable. Une des innovations est la capacité des nouveaux systèmes à traiter une grande diversité d'effluents, en particulier ceux qui sont affectés par une grande variabilité de composition et parfois entachés d'un risque de toxicité. Cependant ces systèmes, bien que robustes, ne sont pas encore d'une utilisation universelle. Berthouex et Fan (1986) ont

Copyrighted material

remarqué que même les systèmes de traitement bien conçus sont confrontés à des chocs de toxicité, les rendant non performants pendant environ 20% de leur temps de fonctionnement. Jusqu'à présent, aucun système opérationnel de pilotage biotechnologique capable de quantifier la charge entrante, les pointes probables de toxicité, de communiquer les informations au système de contrôle du réacteur, n'a encore été développé. Il est vraisemblable, cependant que dans les prochaines années, des avancées sérieuses seront obtenues. Cela augmentera bien évidemment l'intérêt du traitement aérobie en général, et son application au traitement des effluents liquides industriels en particulier.

TABLEAU 6.2 : Développements récents de technologies aérobies de traitement des eaux résiduelles faites facilement gérables et bon marché

Paramètres	Principes mis en jeu	Références
Fourniture améliorée en oxygène	Mesure des prélèvements par une dérivation Suivi de la DBO	Matsche *et al.*, 1976 Spanjers et Klapwijk, 1986 Vandebroek, 1986 Siepmann, 1985
Réduction des boues	Suivi des niveaux de NO3- Imposition de pressions cycliques	Kayser, 1986 Bolton *et al.*, 1976
Contrôle intégré	Modèles dynamiques reposant sur des mesures en série	Holmber, 1982
Réduction des surfaces et des coûts de construction	Réacteurs verticaux Systèmes A-B Unitan	Zlokarnik, 1983 Bohnke, 1984 Eyben *et al.*, 1985

Un quatrième type de progrès a porté sur les pré-traitements. Le traitement des eaux usées repose sur le principe de l'extraction hors du support de la fraction soluble et des particules de matière organique. Le déplacement de l'azote par nitrification et dénitrification a été reconnu comme une étape de grande importance. Ainsi par un contrôle précis de l'apport en oxygène, il est possible de garantir la nitrification à la sortie des effluents, tandis que la dénitrification des nitrates ainsi formés est assurée dans l'espace confiné, limité en oxygène, offert par les floculats (Klapwijk 1978; Barnes et Bliss 1983). Dans ce cas, la pollution azotée est effectivement éliminée, mais aussi l'énergie investie dans la nitrification est entièrement récupérée du fait que les ions nitrates servent d'accepteurs d'électrons pour les micro organismes aérobies. Evidemment, l'élimination de l'azote par la chaîne de nitrification/dénitrification est un grand avantage de la microbiologie aérobie. Le déplacement des phosphates basé sur les propriétés spécifiques de certaines bactéries à assimiler le phosphore, a été expérimentalement exploré depuis environ 10 ans (Nicholls et Osborn 1979; Rensink *et al.* 1979). L'élimination des phosphates minéralisés à partir des eaux usées ne semble pas poser de problème.

Pour finir, une série d'approches relatives à l'amélioration de la diversité et de l'affinité des métabolismes des organismes aérobies doit être mentionnée. En implantant au sein de la phase liquide/solide des supports matriciels colonisés par les populations bactériennes, des communautés microbiennes variées sont obtenues avec une association de

Copyrighted material

bactéries fixées et d'organismes libres. L'addition de particules spongieuses de polyéthane (Cooper *et al.* 1984; Reiman 1964), de poudre de charbon actif (Bettens 1979; Sublette *et al.* 1982), la combinaison de filtres à des procédés par boues activées (Harrison *et al.* 1984) et l'implantation de sacs plastiques dans les bassins de boue activée (Weber 1984) sont des voies récemment développées. Il convient de souligner que les connaissances sur l'écologie des communautés bactériennes fixées sur boues activées demeurent limitées. Le modèle de Taylor et Williams (1975) prévoit une relation étroite entre la diversité de la composition du lit fixateur avec celle du milieu bactérien. Ce modèle attend d'être validé à partir d'expérimentations, toutefois la bibliographie disponible montre bien que les boues activées sont bien colonisées par une diversité d'organismes tels que bactéries, actinomycètes, champignons et protozoaires. Ce qui suggère en conséquence que le pool génétique global de base est large. Concernant l'aspect affinité, le biofilm aérobie et les organismes sur boues activées, se développent à partir de substrats classiques ayant une densité de charge de l'ordre de 0,1 à 10 mg/litre. Récemment des éclaircissements ont été validés en ce qui concerne les biocinétiques en conditions de faible concentration en substrat (Simkins et Alexander 1984). Cette aptitude des micro organismes aérobies est aussi un important avantage comparatif du traitement aérobie.

Traitement anaérobie

En référence à la synthèse de Mc Carty (1982), la digestion anaérobie est reconnue depuis plus d'un siècle. Au départ réduite à un récipient à l'abri de l'air, à une fosse sceptique, elle s'est tournée vers des digesteurs infiniment mélangés, régulés en température pour aboutir, de nos jours, à un réacteur à haute densité avec une charge élevée en biomasse hautement active. La microbiologie de la digestion méthanique a été sérieusement étudiée au cours des dix dernières années. Il a été établi l'existence de trois groupes de bactéries intervenant dans le processus de conversion anaérobie des résidus organiques en méthane. Le premier groupe des bactéries responsables de l'hydrolyse, transforme les composés organiques complexes en acides gras, oxyde de carbone, ammoniac et hydrogène. Dans le second groupe, les bactéries acétogènes productrices d'hydrogène, transforment les produits du premier groupe en hydrogène, oxyde de carbone et acide acétique. Le troisième groupe est constitué de bactéries méthanogènes se nourrissant à partir de l'hydrogène, du gaz carbonique et des acétates...

A la différence de la dégradation aérobie, qui relève d'un phénomène purement mono spécifique, la dégradation anaérobie procède d'une chaîne de transformations, dans lesquelles différentes bactéries sont impliquées, tour à tour, toutefois dans le respect d'une indispensable synergie. Un facteur important est la pression partielle en hydrogène et les relations thermodynamiques qui y sont liées. Ce problème a été revue par la recherche (Bryant *et al.* 1967; Boone et Bryant 1980; McInerney *et al.* 1979; Hichey et Switzenbaum 1988). Il est fait référence à cet aspect au chapitre IX relatif au contrôle.

Un autre facteur fondamental a été l'identification de nouvelles espèces méthanogènes, et la caractérisation de leur comportement. La détermination des constantes d'affinité des méthanogènes hydrogénotrophiques et acétotrophiques doit être soulignée. Les premières révèlent de fortes affinités pour la qualité des substrats et réduisent la présence de l'hydrogène à quelques traces, le second groupe comprend des espèces ayant de faibles affinités pour les substrats (Zehnder *et al.* 1980; Huser *et al.* 1982). Cette faible affinité pour

Copyrighted material

affinités pour les substrats (Zehnder *et al.* 1980; Huser *et al.* 1982). Cette faible affinité pour les substrats n'est pas sans conséquence pour le traitement anaérobie des eaux usées.

Une avancée technologique importante a été la mise au point de méthodes de concentration de la biomasse microbienne dans les réacteurs, en particulier dans le cas de faibles charges de l'ordre de 1 à 2%. Cela peut être obtenu grâce au principe de l'autofloculation et de décantation par gravité, tel que dans le réacteur type UASB (Lettinga *et al.* 1983), via la fixation sur un support mobile (lit fluidisé) (Binot et Heijnen 1984 ; Bull *et al.* 1984) ou par croissance à l'intérieur et sur une matrice (Huysman *et al.* 1983). Toutes ces méthodes sont en plein développement.

Concernant les parties organiques non solubles, la principale avancée faite depuis dix ans est relative à la fermentation des solides (SSF), aussi connue comme le compostage anaérobie en conditions sèches. Le travail de Jewell (1979) aux USA a relancé l'intérêt pour les digesteurs fonctionnant avec de fortes concentrations en solide (supérieures à 40%). Plusieurs technologies performantes adaptées à la digestion de particules solides organiques sous forte charge sont disponibles (De Baere et Verstraete 1984). Lorsqu'ils travaillent en conditions thermophiles, ces systèmes donnent des rendements volumétriques stables et des produits finaux sains tels que des humus (De Baere *et al.* 1986 ; Deboosere *et al.* 1986 ; Marchaim 1983).

Des progrès intéressants ont aussi été obtenus en conditions de basse température (8-25°C). Des réacteurs composés de lits granuleux, et avec des supports transporteurs en polyuréthane, ont montré leur haute potentialité pour traiter directement en anaérobie les eaux usées domestiques (Lettinga *et al.* 1983 ; Verstraete 1986 ; Lettinga *et al.* 1988).

Au delà de ces avancées citées ci avant, plusieurs autres développements ont été engagés dans le domaine de l'épuration des eaux usées. Comme pour le procédé aérobie, ils sont révélateurs des points faibles propres à la technologie anaérobie. Ainsi de plus en plus d'informations sont relatives à la compétition entre les bactéries méthanogènes et les bactéries sulfato-réductrices (Zaid *et al.* 1986 a,b). Les bas niveaux d'énergie des substrats concernés et le fort taux de lessivage de la biomasse apparaissent être favorables aux bactéries méthanogènes au détriment des sulfato-réductrices.

La digestion anaérobie est reconnue pour être plus sensible aux facteurs de toxicité. Cette assertion, bien que non remise en cause doit toutefois être reconsidérée. Trois facteurs conditionnent la capacité d'un traitement anaérobie à faire face aux substances chimiques toxiques ou atypiques : la nature des conversions chimiques en jeu, l'écophysiologie des organismes, le type d'installation et le procédé opérationnel.

Les systèmes de traitement anaérobie et l'épuration municipale

Si les procédés anaérobies pouvaient être reconnus pour leur aptitude à traiter les effluents très dilués, un développement important leur serait acquis à travers le traitement des effluents municipaux. Du fait que la digestion anaérobie résulte en un rendement cellulaire faible, peu de boues activées sont produites et les charges liées à leur gestion sont donc envisageables. De plus les besoins en énergie sont plus faibles du fait de la non nécessité d'aérer, et de la production utilisable de biogaz.

Copyrighted material

Dans la réalité, le traitement anaérobie des eaux usées peut devenir producteur net d'énergie (Switzenbaum 1984). A l'origine, le procédé anaérobie a été la solution préférée pour le traitement à l'échelle domestique. Imhoff modifia une fosse sceptique et dès 1933, plusieurs villes d'Allemagne (240) s'équipèrent de ce procédé Imhoff. Ces premiers procédés étaient globalement déficients quant à d'élimination de la DBO, mais étaient efficaces pour capturer les solides. Ainsi le traitement anaérobie fut abandonné au profit de l'utilisation de filtres standards et ce jusqu'aux années 1970, le procédé de fermentation anaérobie étant considéré comme inadapté au traitement d'eaux faiblement chargées (DBO < 500-1000 mg/l).

Au cours de la décennie 70, des études furent engagées sur le traitement des eaux usées avec l'émergence de nouveaux digesteurs (lit anaérobie fluidisé, filtre anaérobie, et procédés à lits de boues à flux ascendants) furent publiés. Ces études seront décrites dans la partie finale de ce chapitre.

Les études sur les filtres anaérobies

De nombreux articles traitent du développement des procédés de filtration anaérobie, tant à l'échelle laboratoire qu'à celle du pilote de démonstration (Genung 1978; 1980). Pour des temps de rétention de 9-10 heures et un taux de chargement de 0,25 kg/m3 et par jour, à la fois en matière sèche totale et en DBO, 80% de la matière sèche totale et 70% de la DBO ont été dégradés. Ce niveau d'efficacité a été maintenu malgré une température fraîche (12°C) mais le taux d'accumulation de particules solides et de méthane s'en est trouvé réduit. Le mécanisme de base relatif à l'élimination de la matière sèche (et par conséquence d'une partie de la DBO) a été apparemment la filtration biophysique, ce qui explique pourquoi l'efficacité n'était pas sensible à la température ambiante. La concentration des solides piégés s'est élevée tout au long de la durée de l'expérimentation, et Genung remarqua qu'un système d'agitation de ces solides s'avérait nécessaire. D'autres travaux de laboratoire à large échelle portant sur les filtres anaérobies appliqués à l'épuration des eaux usées ont donné des résultats similaires.

Les lits fluidisés anaérobies

Switzenbaum (1988) a publié au sujet du procédé des lits expansés supposés capables de convertir les déchets liquides organiques en méthane à des basses températures et pour de forts taux de charge hydraulique et organique. Ce procédé a été évalué en 1988, sur une installation pilote d'un volume de 10 000 gallons constituée d'un lit anaérobie expansé suivi par un dernier traitement. Jeris (1987) a fait une publication à l'issue un essai de deux années sur deux réacteurs pilotes à lit fluidisé recevant des effluents primaires. Un des pilotes utilisait le sable comme support, l'autre du charbon granulé actif. Les essais d'ensemencement ont montré que le pilote avec charbon actif développait un biofilm beaucoup plus rapidement et fixait beaucoup plus de biomasse. De plus, une meilleure conversion de la DBO était obtenue avec ce réacteur. Il remarqua que les performances de conversion de la DBO était indépendante du taux de charge volumétrique. Sur une campagne de suivi de 12 mois, en conditions de climat tempéré, les valeurs de DBO totale dans l'effluent restèrent voisines de 40 mg/l.

Copyrighted mater

Les recherches sur les lits fluidisés continuent au Japon dans le domaine du traitement des ordures dans le cadre du projet "BIOFOCUS-WT" mis en oeuvre par le Ministère de la Construction. L'hypothèse relative à la forte aptitude du procédé à éliminer la DBO consiste à reconnaître la capacité du procédé à capter et dégrader les particules organiques. Des résultats encore meilleurs ont été obtenus sur le réacteur à base de charbon actif aux Etats unis à l'échelle laboratoire comme au niveau de pilotes (Brown *et al.* 1988).

Les études sur les UASB

Le procédé à flux ascendant en couches de boues anaérobies (UASB) est de loin, le type de configuration de réacteur le plus étudié dans le cas de l'application aux effluents domestiques. Sa première utilité est le traitement des effluents industriels chargés, il peut toutefois être appliqué aux stations d'épuration municipales, en particulier dans les pays tropicaux (Lettinga *et al.* 1986). Pour des températures dépassant 12°C, l'élimination de la DCO est de l'ordre de 60% et reste indépendante du taux de charge et du temps de rétention. En dessous du seuil de 12°C, les performances sont sensiblement diminuées. Des travaux ultérieurs (utilisant des boues granulées comme effluents d'entrée), montrèrent que la technologie UASB n'était pas adaptée au traitement d'effluents très dilués et sanitairement pollués en climat froid (De Man *et al.* 1988). Les auteurs conclurent à l'importance de la construction de la conduite d'alimentation afin que soit garanti le meilleur contact possible entre les organismes immobilisés et l'effluent. Un meilleur contact peut être atteint par : a) un rapport le plus élevé possible entre hauteur et diamètre, et : b) la recirculation de l'effluent qui se traduit par une extension de la floculation sur le lit fixateur granuleux.

Les réacteurs à lit granuleux extensible offrent un meilleur contact et une meilleur capacité à éliminer les polluants solubles, ce qui rend ce procédé plus attractif pour traiter des eaux usées froides de faible teneur polluante après une décantation primaire. Les flux ascendants moins rapides dans le système UASB sont liés à un meilleur piégeage de polluants non solubles. Ainsi il est possible d'améliorer les performances des UASB en accroissant la surface de contact entre les organismes et l'effluent. En raison de sa sensibilité thermique, le procédé UASB a été plutôt proposé dans les milieux tropicaux ou les eaux se maintiennent à une température moyenne de 20°C. Savelli-Gomes (26) fait état des efforts en matière d'hygiène dans l'état du Parana au Brésil, ou le traitement anaérobie est utilisé en vue principalement de la production de biogaz. Plus de 20 installations pour les petites communes ont été construites avec des combinaisons variées de procédés anaérobies : fosses sceptiques, filtres anaérobies, bassins type Imhoff, et réacteurs UASB. Trois réacteurs classiques type UASB ont ainsi été implantés, en vraie grandeur pour le traitement des eaux usées domestiques. A Pirai do sul, les boues domestiques, combinées aux ordures municipales, aux déchets industriels et agricoles ont été traitées dans un digesteur de grandeur réelle produisant du biogaz pour 286 familles. Le système a toujours bien fonctionné et donné un effluent de bonne qualité.

A Sao Paulo, au Brésil, un effort majeur a été consacré au traitement anaérobie des effluents. Vierra (1988) fait état d'études menées par la Compagnie de Technologie Sanitaire et Protection de l'Environnement. Au départ, les expériences furent conduites avec des petits digesteurs type UASB de 106 litres. Les résultats étaient encourageants pour des temps de rétention de 4 heures à température ambiante (20°C en hiver et 22°C en été). Les charges en sortie de 7 mg/l de DBO, 155 mg/l de DCO furent obtenues pour divers taux de

Copyrighted m

charge et une gamme de températures. Des confirmations furent par suite obtenues sur une unité de 120 m^3 (temps de rétention de 6,5 heures, des charges en sortie de 48 mg/l en DBO et 113 mg/l en DCO, ces valeurs passant respectivement à 59 et 132 mg/l pour un temps de passage de 4,7 heures et une SS de 45 mg/l). Sur la base de ces résultats satisfaisants, de nombreuses unités industrielles ont été programmées au niveau de ce pays.

D'autres démonstrations sur les réacteurs UASB ont été prévues et mises en oeuvre, à Pereira (33) et Bucaramanga par la société allemande DHV, ainsi qu'à Bogota en Colombie (Orozco 1987). L'évaluation de ce procédé est en cours à Gand en Belgique, à Bologne en Italie (De Poli 1989) et à Kanpur en Inde (33). Zhao (1988) a mis en évidence le développement en Chine de la technologie anaérobie pour traiter les effluents d'origine humaine dans le cadre d'un ensemble de logements. Au Japon, des efforts remarquables sont accomplis par l'association AQUA RENAISSANCE 90 sous l'égide du Ministère du Commerce International et de l'Industrie (1988). Les eaux usées sont tout d'abord concentrées à l'aide de membranes puis traitées par un digesteur UASB. Le tableau 7.1 présente les actions de démonstration et les activités pilotes impliquant le traitement anaérobie des eaux usées (Switzenbaum 1988). A la lecture, la technologie UASB est la plus utilisée dans les milieux tropicaux, où les effluents sont chauds. Le cas exceptionnel de l'association AQUA RENAISSANCE 90 est à noter avec cette idée de concentrer au préalable les effluents afin d'éviter les problèmes lors du traitement anaérobie. De plus à Bogota, Valladolid, Gand, au Japon, à New York, la confrontation à des températures froides reste un défi à gagner.

CONCLUSION

1. Les populations microbiennes aérobies cumulent un certain nombre d'avantages. Une large gamme d'énergie potentielle, autorisant une palette de mécanismes biochimiques utilisables. Ces populations sont de plus capables de venir à bout d'effluents faiblement chargés, et de faire face à des environnements variables et des compositions chimiques très diverses. Elles ont des propriétés très utiles telles que la nitrification, la dénitrification, l'accumulation des phosphates, l'aptitude à détruire les lignines... qui les rendent indispensables pour tout traitement des résidus.

2. Les populations microbiennes sont particulièrement performantes à haute température et pour de fortes concentrations en substrats solubles et surtout insolubles tels que présents dans la matière organique. Elle ont aussi certaines propriétés telles la capacité de déchloration par réduction.

3. Dans un proche avenir, d'importantes avancées seront acquises en matière de couplage des filières aérobies et anaérobies. La voie aérobie devant être orientée vers l'élimination des composés solubles.

4. Le besoin de développer des systèmes de régulation et contrôle est reconnu pour l'un et l'autre procédé, notamment en matière de contrôle en temps réel des charges en DBO et NOD éliminables et de détection des éléments toxiques si l'on veut améliorer la fiabilité de ces technologies.

Copyrighted material

5. Il est évident que des temps de passage longs sont nécessaires pour le traitement anaérobie des effluents, en raison des exigences nutritives des bactéries anaérobies.

6. Le développement de biofilms fixateurs de bactéries crée les conditions favorables à un contact intime entre les différentes bactéries anaérobies, permettant de ce fait des cinétiques de réaction et une stabilité qui ne peut être obtenue dans les systèmes en suspension.

7. Jusqu'en 1988, le réacteur à lit fluidisé et le système UASB ont été considérés comme les meilleures configurations pour le traitement anaérobie. Les lits fluidisés ont l'avantage de permettre un contrôle hydraulique précis de l'épaisseur du film et de sa densité, facteurs déterminants permettant de travailler sous de fortes charges, cependant, ils demeurent relativement compliqués. Leurs performances sont améliorables par la recirculation (valable aussi pour les lits granuleux).

8. Le contrôle de l'épaisseur et de la densité du biofilm n'est pas possible sur le filtre bactérien. Cela limite considérablement le temps de passage et peut conduire à des problèmes de colmatage, causes d'échec du traitement. En général, il reste une demande forte pour des informations complémentaires relatives à l'effet des paramètres de pilotage sur l'épaisseur du biofilm, en particulier en matière de cinétique hydraulique.

9. D'une manière générale, le procédé UASB n'utilise pas de prétraitement tandis que les systèmes à lit fluidisé ou étendus l'exigent. L'explication repose sur la différence des modes de piégeage des particules et d'hydrolyse au sein de ces deux systèmes.

10. Un traitement secondaire est nécessaire, selon le résultat de l'inventaire des substrats concernés, et des problèmes de maintenance sont à prévoir, en raison de l'accumulation de produits inertes dans le réacteur lorsque le temps de rétention de la fraction solide est long par rapport à celui de la phase liquide. Si un traitement secondaire n'est pas nécessaire, il est possible de réduire le temps de rétention pour atteindre les objectifs d'épuration en éliminant les fractions solides et liquides au sein du même réacteur.

11. Le devenir des différentes fractions au sein du réacteur reste à examiner pour permettre de caractériser la part en inffluent et en effluent et identifier ce qui est passé dans le réacteur sans transformation. La plupart des références bibliographiques montrent que les performances d'élimination sont pratiquement indépendantes du taux de charge volumétrique en matière organique, ce qui ferait penser que certains composants ont une si faible cinétique de dégradation en anaérobie qu'ils sont très peu transformés même en conditions de faible taux de charge. En admettant que ces substrats sont dégradables en aérobie, il semble bien qu'un effluent parfait issu d'un réacteur anaérobie devra faire l'objet d'un traitement secondaire avant d'être rejeté dans une rivière.

12. Une autre interrogation concerne l'effet de la température sur les cinétiques de biodégradation des différentes fractions. A basse température, il se peut que certaines d'entre elles aient une si faible dégradabilité que même des temps de rétention prolongés seraient insuffisants. Si cela est vérifié, alors le traitement anaérobie des eaux usées ne pourra être envisagé que dans les milieux les plus chauds.

Copyrighted material

13. Le besoin d'une meilleure compréhension sur les mécanismes de destruction et de conversion de la matière organique reste à satisfaire, sans omettre les phénomènes de coagulation et d'élimination de certaines formes de matière organique. L'utilisation de la filtration physique en association avec un réacteur anaérobie pourrait être la solution adaptée.

Copyrighted material

CHAPITRE VII

LES PROCEDES ANAEROBIES, LES INSTALLATIONS ET SYSTEMES DE PILOTAGE

Typologie des digesteurs

La première fonction d'un digesteur est d'assurer la digestion anaérobie au sein d'un réacteur fermé, dont le volume doit être suffisant pour assurer la réalisation des réactions biologiques sans stress. En se basant sur des critères exogènes tels que le coût en capital, l'efficacité du traitement, les rendements nets, la facilité d'exploitation, les installations varient du plus rudimentaire au plus sophistiqué que ce soit à l'échelle familiale ou au stade industriel et commercial. Le fait que la digestion anaérobie soit pratiquée depuis plus d'un siècle, démontre que sa technologie est fiable. Les difficultés potentielles relèvent en fait de problèmes liés au manque de capital et de formation des utilisateurs.

De nombreux opérateurs intervenant dans les pays en développement, et des entreprises spécialisées disposent de technologies optimisées permettant d'adapter chaque digesteur à chaque situation. Ce qui suit résume et présente les principaux types classiquement utilisés.

La fermentation sèche en discontinu

Ce procédé est le plus simple de tous. L'exploitation implique essentiellement, le chargement du substrat dans une enceinte à l'abri de l'air, l'inoculation bactérienne, et parfois, un apport d'un complément chimique (une base) pour maintenir le pH à la neutralité. Le réacteur est par suite fermé, et la fermentation est conduite pendant environ 30-180 jours selon la température ambiante. Au cours de cette période, la production de biogaz passe par un maximum puis décroît. Cette fermentation peut être conduite avec une densité de chargement de l'ordre de 6 à 10% de matière sèche ou à plus de 20%, valeur correspondant à la fermentation dite sèche. Les caractéristiques d'une installation type sont présentées à la figure 7.1.

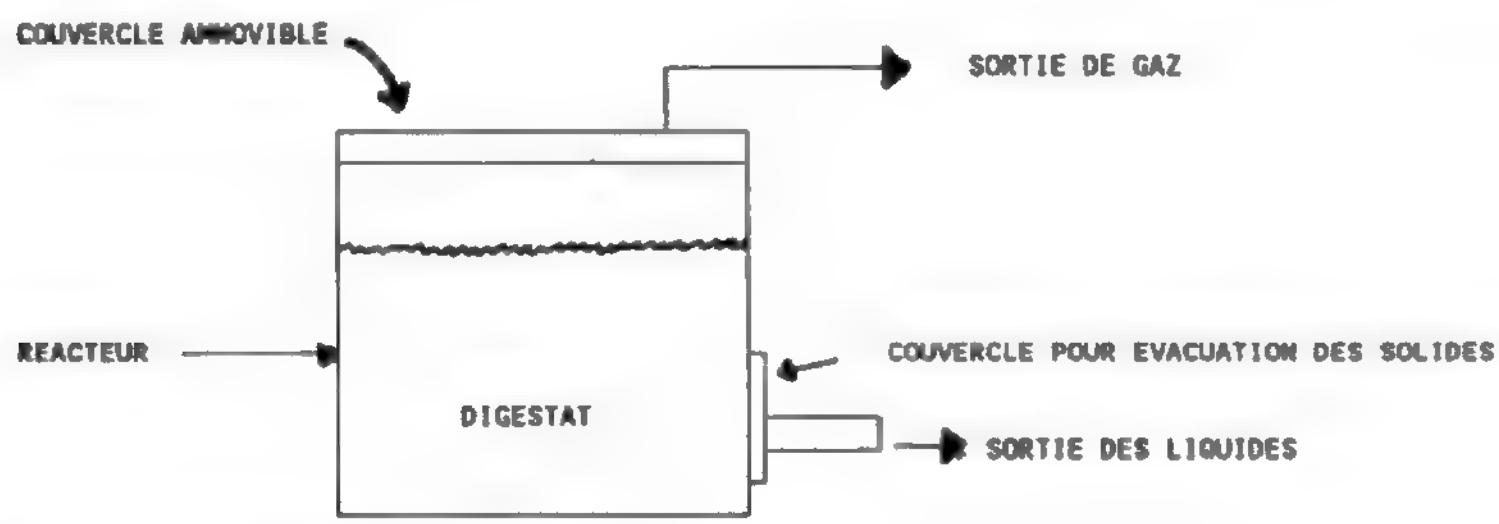


Figure 7.1 : Digesteur en discontinu

Copyrighted material

Un des programmes les plus performants a été mené dans les fermes Maya aux Philippines (Maramba, 1978). Utilisant un taux de dilution de 1 pour 1 à partir de lisier de porc (12.5 de solide et 10% de volatil), ainsi qu'un temps de rétention de 30 jours à une température moyenne de 30°C, les productions ont atteint le niveau de 1 litre de biogaz par litre de digesteur et par jour. Ce résultat a été obtenu avec un ensemencement de 20% de la masse totale de lisier à traiter, et traduit la bonne productivité atteinte. En utilisant une batterie de 30 digesteurs, et en vidant et rechargeant l'un chaque jour, l'offre en biogaz était maintenue régulière.

Il est évident que ce type de digestion est, jusqu'à nouvel ordre, peu coûteux mais relativement peu performant.

Un intérêt tout particulier a été procuré par cette fermentation sèche (Jewell *et al.* 1981), laquelle continue à être opérationnelle depuis de nombreuses années. Celle ci peut fonctionner avec des taux de chargement de 30 % et assurer une production de 0,79 l/l de fermenteur et par jour et ce, durant plus de 60 jours. Celle ci monte à 3,0 l/l de digesteur et par jour dès que la température atteint 55°C. Ce système peut n'être démarré qu'une fois par an, mais la planification des chargements et des utilisations des effluents doit être programmée à l'avance.

Le niveau de développement de cette fermentation à sec, ses paramètres de pilotage devraient faire l'objet d'améliorations. Toutefois au stade actuel, la technologie est déjà viable et sa capacité de production est d'ores et déjà compétitive avec celle des digesteurs semi continus.

Le digesteur à dôme fixe (type Chinois)

Dès 1936 à Jiangsu en Chine, un digesteur à dôme fixe a été construit, et depuis des recherches importantes ont été réalisées hors de Chine et sur des variantes très différentes. La pression hydrostatique dans le digesteur fut prise en compte dans les années 1950. Dans une des variantes, l'effluent évacué s'écoule sur le toit du digesteur améliorant ainsi la mise en pression du dôme et la conservation du biogaz.

En quantité, ce type de digesteur est le plus répandu dans les pays en développement. Il est constitué d'une chambre étanche au gaz construite avec des briques des pierres et du béton banché. Le fond et la partie supérieure sont de forme hémisphérique, et sont reliés entre eux par des parois droites. Des innovations architecturales ont été diffusées plus tard (Tentscher 1989). La partie intérieure est enduite de plusieurs couches de mortier pour améliorer l'étanchéité au gaz, le problème des pertes par le dôme supérieur restant non résolu. Sur les derniers modèles, celui-ci semble avoir été maîtrisé. Le digesteur est alimenté en discontinu (une fois par jour), la conduite d'admission est droite et débouche à mi-profondeur dans le digesteur. Un trou d'homme est prévu sur le toit du digesteur pour faciliter le nettoyage, et la conduite d'évacuation du gaz est fixée sur la trappe.

Le gaz produit s'accumule dans la chambre et déplace le substrat qui remonte dans le compartiment d'évacuation, ce qui porte la pression du gaz à l'équivalent de 1 à 1,5 mètres d'eau. Ce processus induit des contraintes physiques expliquant la forme hémisphérique des parois supérieures et inférieures du digesteur. Actuellement, environ 5

Copyrighted material

millions d'unités familiales d'une capacité utile de 6, 8, 10 m^3 sont opérationnelles en Chine, et l'objectif annuel de 400 à 500 000 micro unités, et 25 000 de taille moyenne pour les fermes et petites agro- industries reste d'actualité. Bien que la Chine présente la plus grande activité dans ce domaine en comparaison avec les autres pays de la région, l'écart avec les potentialités demeure gigantesque. La nouvelle politique consiste à proposer des installations bien construites et rentables. Des travaux de base sur les techniques de construction sont en développement. Le modèle familial est désormais bien au point et fait l'objet d'une standardisation au niveau national. L'expérience est solide tant dans le domaine de la connaissance des propriétés des matériaux que des techniques de construction des unités. Les matériaux sont sélectionnés sur site (briques, mortier de chaux, ciment, béton coulé préparé sur place) afin de minimiser les coûts.

Le dôme nécessite pour être construit, l'utilisation d'un moule parapluie mis en place sur le site. L'architecture des dômes fixes a été conçue en respect de quatre contraintes importantes : a) l'horizontalité des 4 niveaux ; b) la mise en pression du gaz ; c) la productivité en biogaz ; d), le stockage du gaz ; e) la forme du digesteur ; f) les contraintes physiques et de forme. Le volume liquide occupe 95% du volume total du digesteur. La pression du gaz dans le dôme est de 120 cm de hauteur d'eau. Les rapports clés de dimensionnement sont constants : le rapport diamètre sur hauteur est de 2/1, le temps de rétention pour effluent de bovin comme de cochon est de 35 à 40 jours pour des concentrations en matière sèche de l'ordre de 5-8% pour le lisier de bovin et 4-7% pour le lisier de porc. La production de biogaz fluctue entre 0.15 et 0.6 m^3 par jour selon la température. Le stade de développement de ces digesteurs est bien avancé et les connaissances sur les matériaux, les techniques de génie civil, les coûts, les contraintes d'alimentation et taux de productivité sont désormais bien maîtrisées.

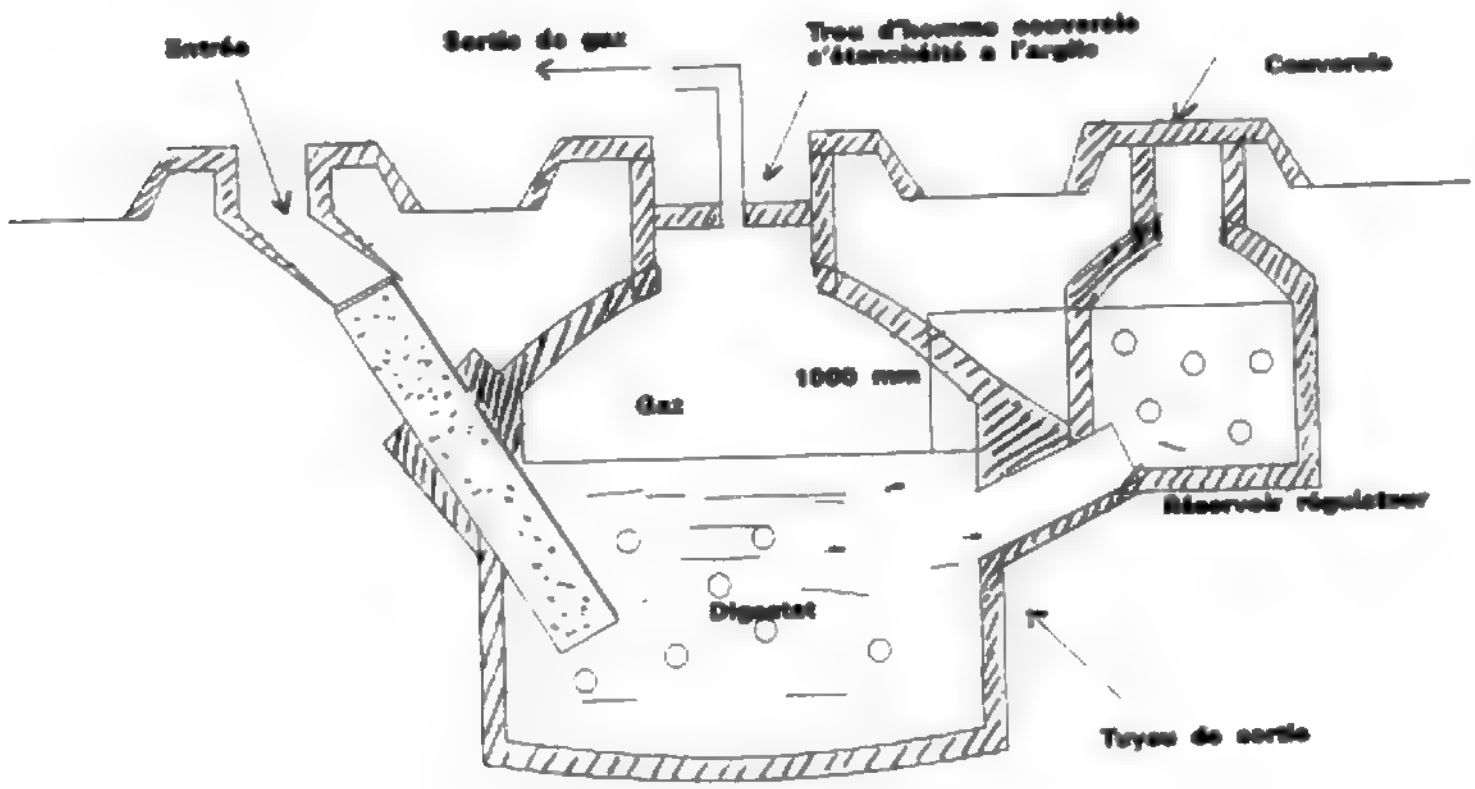


Figure 7.2 : Digesteur à dôme fixe (type Chinois)

Copyrighted material

Les digesteurs à dôme flottant (modèle Indien KVIC)

En Inde, l'histoire du biogaz débute en 1937. En 1950, Patel dessina un plan type constitué d'un couvercle flottant qui fut accueilli avec intérêt dans le pays. La commission Khadi and Village Industries Commission (KVIC) de Bombay a commencé à utiliser le modèle Patel en 1962. Depuis, elle l'a développé à grande échelle tout en l'améliorant.

Le modèle à dôme flottant est diffusé par la commission KVIC et les associations reconnues par elle. Le modèle le plus répandu est dimensionné pour des temps de rétention de 30, 40, 55 jours : le temps le plus faible correspond aux zones chaudes du sud, le plus long, aux zones froides au nord du pays.

Les coûts de construction varient en fonction de la température du milieu ambiant et des compensations financières sont prévues à cet effet. Le substrat de base est la bouse de vache. Au niveau d'une installation communautaire, la litière est introduite mélangée avec la bouse de vache; dans les grandes installations, des substrats complémentaires sont ajoutés, tels que la jacynthe d'eau. Le couvercle était initialement réalisé en métal pour être remplacé avec succès par du matériau FRP constitué de fibre de verre plastifiée, non sensible à la corrosion. Pratiquement tous les nouveaux digesteurs sont équipés de ces couvercles plastifiés. Le coût d'un couvercle métallique s'élève à 40 -50% du total de l'installation. Les gazomètres plastifiés sont de 5 à 10% plus chers que les versions métalliques. Le tableau suivant donne une indication des prix des couvercles plastifiés pour deux entreprises visitées.

TABLEAU 7.1 : Coûts comparatifs des gazomètres plastifiés

Type de digesteur en m³ biogaz/jour	KVIC clé en main près de Bombay		Entreprise industrielle près de Coimbatore	
	poids	coût (Rs)	poids	coût (Rs)
3	-	3,200	48	4,000
4	-	3,400	-	5,800
6	-	4,200	70	7,150
8	-	5,200	85	10,000
10	-	-	193	
Nombre de couches de fibre de verre		2		3

D'après Tentscher (1989).

La capacité de production du modèle à couvercle plastifié fabriqué par un ouvrier qualifié de KVIC est supérieure à celle du modèle métallique : 3 peuvent être construits par 5 personnes au lieu de 2 métalliques exigeant 8 ouvriers.

L'architecture du dôme flottant, à la base du concept KVIC est largement répandue dans le monde. La figure 7.3 décrit le modèle de base. Les parois du réacteur sont faites de briques et sont parfois renforcées par un crépi de ciment. Le gaz qui se dégage est piégé sous le couvercle flottant qui coulisse verticalement le long d'un guide central. Le volume de stockage correspond à peu près à la moitié de la production journalière. La

Copyrighted material

pression du gaz dépend du poids du couvercle par unité de surface et varie usuellement entre 4 et 8 cm de hauteur d'eau.

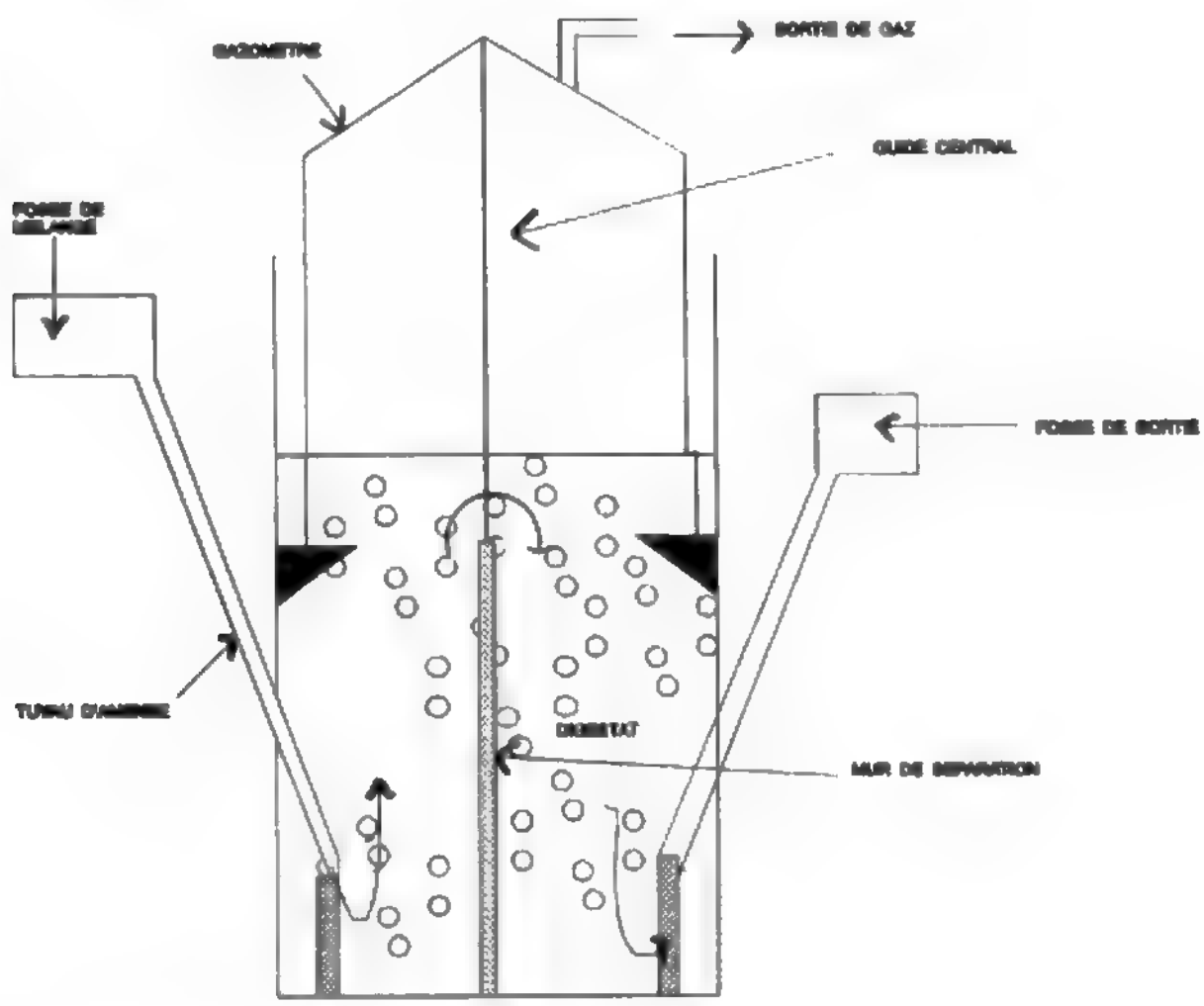


Figure 7.3 : Le digesteur Indien à dôme flottant

Le digesteur est alimenté en continu à l'aide d'une conduite d'admission, et un volume équivalent d'effluent est évacué par une conduite d'évacuation. Lorsque le réacteur est caractérisé par un rapport hauteur/diamètre élevé, une paroi centrale est ajoutée pour éviter les court circuits de l'effluent à l'intérieur.

La plupart des modèles KVIC sont utilisés à la température ambiante, et les temps de rétention dépendent des variations locales du climat. Les temps de rétention classiques varient de 30 à 40 jours en climat chaud, comme dans le sud de l'Inde où la température est de l'ordre de 20-40°C; et de 40 à 50 jours dans les zones centrales et les plaines où des températures minimales de 5°C sont fréquentes. Les temps de rétention vont jusqu'à 50-80 jours dans les zones montagneuses du nord où les minima thermiques descendent en dessous de zéro.

Le substrat de base est la bouse de vache, bien que des résidus autres tels que déchets de récolte, fumiers et plantes aquatiques soient parfois utilisés. La bouse, à 20% de matière sèche, est diluée à 10% avant d'être introduite par l'apport d'une quantité équivalente d'eau. La production moyenne de biogaz tourne autour de 0,20 à 0,60 volume de gaz par volume de cuverie selon que le climat est froid ou chaud.

De nombreux laboratoires, universités, industries dans le monde et surtout en Inde continuent d'améliorer le modèle KVIC. Les efforts ont déjà porté sur l'optimisation de l'architecture, de l'efficience volumique, et sur la faisabilité économique. Le réchauffage,

Copyrighted material

le brassage et l'isolation ont été testés à l'échelle pilote ainsi que des améliorations portant sur la configuration interne, la configuration des conduites d'admission et évacuation.

Le modèle JANATA

Ce type de digesteur est diffusé par les ONG Indiennes du réseau AFPRO et par plusieurs Agences Gouvernementales. Il est de 20 à 30% moins cher que le modèle KVIC et utilise plus largement des produits locaux. Sa limite est essentiellement le besoin en matériaux de qualité et la haute qualification du constructeur.

La plupart des types JANATA sont dimensionnés pour un temps de rétention de 60 jours. Il est clair que cela constitue un désavantage par rapport au modèle KVIC. Toutefois une standardisation de trois dimensionnements a été reconnue par la Direction Nationale de l'Energie. Une large gamme de production de 2 à 30 M3 de biogaz par jour a été obtenue. La majorité de ces modèles concerne des débits de 2 à 6 m^3 par jour. Des discussions relatives à l'amélioration du modèle Janata sont en cours à l'heure actuelle.

TABLEAU 7.2 : Modèle JANATA : Caractéristiques de chargement et production

m^3 biogaz/jour m^3/j	Bouse fraiche jg m.b/j	Volume utile m^3	Production biogaz $m^3.m^3/j$
2	50	6.0	0.34
3	75	9.5	0.33
4	100	12.0	0.33
6	150	18.5	0.32

Source : Khandelwal et Mahdi (1986).

Jusqu'en 1986, un total de 642 900 digesteurs ont été construits en Inde. Des unités biogaz implantées pour des communautés et des institutions sont en cours de développement dans ce pays. Les fermiers démunis, et gens de caste sont normalement impliqués dans les unités à base communautaire.

TABLEAU 7.3 : Total des digesteurs construits en 1985/86 au niveau familial Evaluation approchée des coûts d'exécution des agences

Agence	Nombre	%	Type
KVIC	20,000	10.8	Dôme flottant
Gouvernement	156,000	84.3	Janata en majorité
AFPRO/ONG	9,000	4.8	Janata
TOTAL	185,800		

Copyrighted material

TABLEAU 7.4 : Installation d'unités familiales par l'association KVIC

Période	Quantité/période	Total Cumul
Avant mars 1975	13.508	13.508
Au cours du 5ème plan	65.905	80.113
1980/81	7.964	88.077
1981/82	9.180	97.257
1982/83	11.033	108.290
1983/84	15.029	123.319
1984/85	18.224	141.543
1985/86 (objectif)	20.000	161.543

Source: KVIC (1984)

TABLEAU 7.5 : Les unités à bases communautaire et institutionnelle construites en Inde jusqu'à fin 1985

Période	Avant le 31.3.1985		Campagne 1985/86		Total Cumul
Type de digesteur	CBP	IBP	CBP	IBP	
Nombre	48	53	24	9	134

Source : Rapport annuel 1985-86. DNES, Ministère de l'énergie

Le modèle à enveloppe souple de Taïwan

Il s'agit d'un long cylindre horizontal (ratio longueur/diamètre de 3 à 14), constitué d'un tissu PVC, à base de nylon renforcé au néoprène, dénommé aussi enveloppe "aspect rouille", en raison du brevet associant le PVC à des récupérations de déchets d'aluminium issus de l'industrie. Les tubes d'admission et évacuation sont soudés au sac ainsi que la canalisation de dégazage (voir figure 7.4). La canalisation d'alimentation est montée de telle sorte qu'une hauteur d'eau de 40 cm est maintenue. Le digesteur fonctionne exactement comme un modèle piston non mélangé. Le gaz peut être stocké dans des enveloppes souples séparées (Park *et al.* 1979).

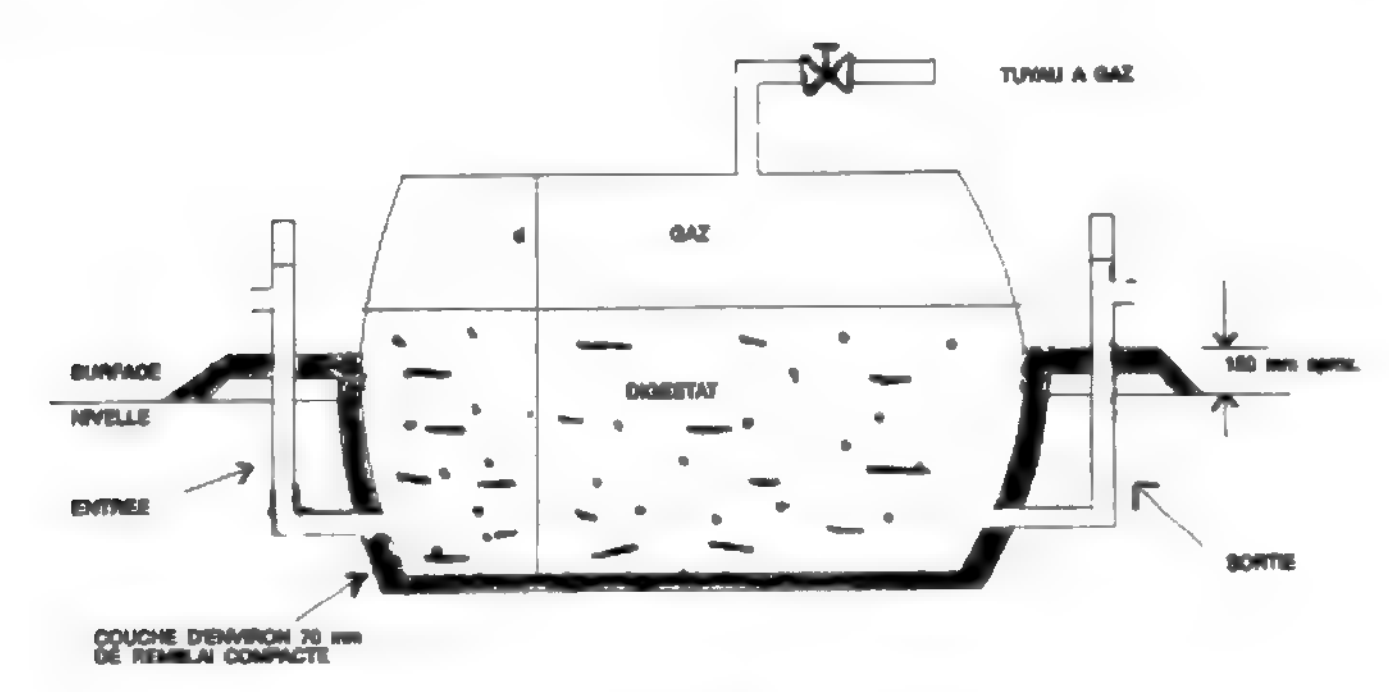


Figure 7.4. : Le digesteur bâche souple "aspect rouille"

Copyrighted material

Le concept de base vient de Taïwan, dans les années 60 (Hao *et al.* 1980) à la suite de problèmes rencontrés avec les briques et les digesteurs métalliques. Le matériau initial utilisé, une bâche de nylon néoprène, coûteuse, ne résistait pas aux intempéries. En 1974, une nouvelle enveloppe fut produite à partir de déchets de raffineries. Ce produit bon marché, était espéré durer plus de 20 ans (Hong *et al.* 1979). En raison de sa disponibilité, le PVC a été utilisé aussi en Amérique centrale (Umana 1982). La paroi du digesteur est très légère (un digesteur de 50 m^3 pèse seulement 270 kg), ce qui rend aisée l'installation limitée à la préparation d'une tranchée d'une profondeur de l'ordre du diamètre. En raison de la simplicité d'installation, et de sa préfabrication, le coût du m^3 de digesteur est faible, de l'ordre de 30 dollars.

Les habitants de Taïwan ont utilisé ce modèle pour le traitement du lisier de porc qui est le principal substrat disponible dans ce pays ainsi qu'en Corée et aux îles Fidji. Les Chinois, au vu du caractère bon marché de ce matériau se sont aussi lancés dans la fabrication de ces digesteurs et affichent un prix de revient de l'ordre de 25 à 30 dollars par m^3 de cuverie. La diffusion de ce digesteur dépendra de la disponibilité en matériau PVC et de la possibilité effective de se substituer au modèle à dôme fixe actuellement préféré par les Chinois.

Le temps de rétention normal dans ce digesteur varie de, 60 jours à 15-20°C, à 20 jours pour une température de 30-35°C. Un des avantages de l'installation est la faible épaisseur de la paroi, ce qui rend facile le réchauffement de son contenu par le soleil ou tout autre source de chaleur extérieure. Les Chinois ont montré que la température interne pouvait être de 2°C plus élevée à 7°C plus faible. De ce fait les rendements sont susceptibles de varier entre 50 et 300% par rapport au système à dôme fixe (de 0.235 à 0.61 volume de gaz par volume de digesteur et par jour). Park *et al.* (1981) ont confirmé ces résultats en Corée en identifiant des productivités de 0.14 en hiver et 0.7 en été avec une alimentation en lisier de porc.

A leur stade de développement actuel, les digesteurs type bâche souple sont très compétitifs en raison de leur faible coût de fabrication. Toutefois, des données complémentaires sont à collecter, concernant le vieillissement du matériau et les accidents mécaniques (matériaux pointus crevant la bâche). La possibilité d'accroissement de la productivité par chauffage á l'aide de tentes solaires doit aussi être explorée.

Les digesteurs RPM ou à bâche semi-plastique réalisés en Chine sont gérés selon le mode discontinu. Ils sont remplis avec de la paille et du fumier et exploités pendant 6 à 8 mois. La vidange est aisée en raison de la facilité de manipulation de la bâche. Même si des trous altèrent la paroi, il n'y a pas de conséquences sur la production de biogaz en raison de la présence d'une seconde paroi en brique qui assure une couverture par une lame d'eau, étanchéifiant ainsi le volume de gaz accumulé. Le matériau plastique est aussi utilisé comme barrière à l'écoulement du gaz pour les conduites, les manchons et de multiples applications en dehors du secteur biogaz. Il existe à l'heure actuelle, plus de 50 000 digesteurs type bâche semi-plastique opérationnels en Chine avec un volume utile supérieur à 10 m^3.

Copyrighted material

Le modèle Piston

Similaire au modèle bâche plastique, le type piston est classifié séparément et sa construction est réalisable avec une diversité de matériaux. Un digesteur piston typique est constitué d'un réservoir tranchée étanchéifié au niveau des parois (voir figure 7.5). Pour assurer l'effet piston, la longueur doit être largement supérieure à la largeur et profondeur. Le digesteur est recouvert par une paroi flexible servant de gazomètre et ancrée au sol, ou par un gazomètre rigide métallique. Dans le dernier cas un réceptacle pour le gaz doit être prévu. Les entrées et sorties sont situées à l'opposé, et l'alimentation est conduite en régime semi-continu avec un apport de substrat chassant son équivalent à l'extérieur.

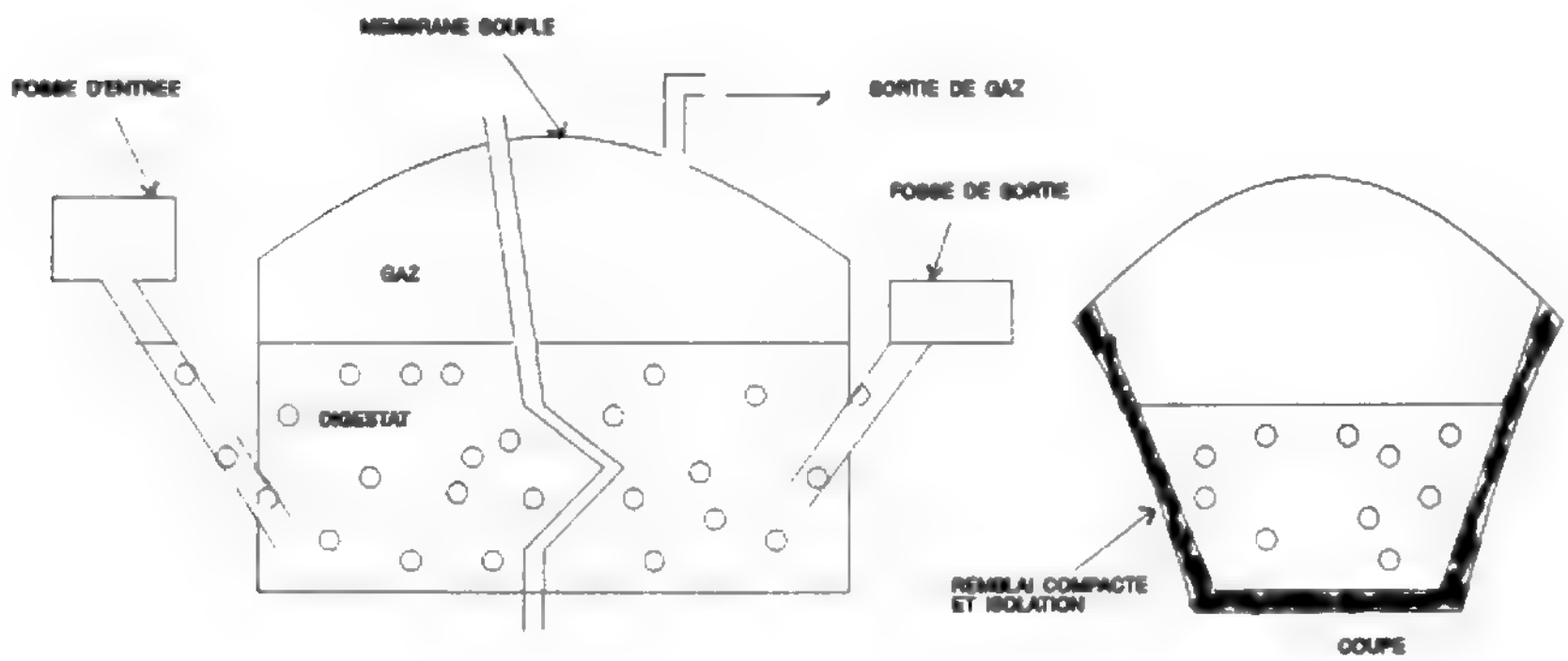


Figure 7.5 : Le digesteur Piston

Le premier modèle référencé est un digesteur installé en 1957 en Afrique du Sud (Fry 1975), qui était isolé et réchauffé à 35°C. Des productivités spécifiques de 1 à 1.5 ont été atteintes avec un temps de rétention de 40 jours et un taux de chargement de 3.4 kg de matière sèche par m3 de cuverie et par jour.

Jewell et ses collègues de l'Université de Cornwell ont développé des travaux considérables sur ce modèle pendant plus de 8 années. Hayes *et al.* (1979) ont décrit une comparaison entre un modèle piston construit avec du caoutchouc et un digesteur infiniment mélangé. Les deux unités avaient une capacité utile équivalente de 38 m^3 et étaient alimentées chaque jour avec du fumier à 12,5 % de matière sèche. Les résultats sont présentés au tableau 7.6. Les températures bien que non régulées étaient supposées être de l'ordre de 35°C.

Copyrighted material

TABLEAU 7.6 : Comparaison d'un modèle piston et d'un modèle infiniment mélangé

	Modèle infiniment mélangé		Modèle piston	
Temps de rention hydraulique (d)	15	30	15	30
Volume spécifique (m^3 biogaz/m^3 digesteur/j)	2.13	1.13	2.32	1.26
Production spécifique (m^3/kg/ms ajouté)	0.281	0.31	0.337	0.364
Composition du biogaz (% CH_4)	55	58	55	57
Réduction de la matière dégradable (%)	27.8	31.7	34.1	40.6

Références : Hayes *et al.* (1979)

Le modèle piston donne des productivités supérieures au modèle infiniment mélangé. Sa supériorité aux modèles Indiens et Chinois est due, d'une part, à la température et, d'autre part, à la supériorité du taux de chargement. A 20°C, le type piston donne 0.42 volumes de gaz/vol de cuverie et par jour. En ramenant le taux de chargement à 9%, la productivité serait de 0.29.

Le filtre anaérobie

A l'exception du procédé en discontinu, tous les autres procédés ont en commun l'existence d'un lit de croissance bactérienne suspendu, sans mise en jeu de processus de recyclage des solides, le temps de rétention hydraulique (TRH) étant égal au temps de passage des substrats biodégradables. En raison de la faible vitesse de développement des bactéries, ce temps doit être de l'ordre de 20 à 60 jours selon la température et ce, afin d'éviter le phénomène de lessivage des bactéries à l'origine des arrêts de fermentation. Ainsi, le temps de rétention est élevé entraînant des volumes de digesteurs conséquents nécessaires pour l'obtention de rendements significatifs.

En vue de réduire les volumes des digesteurs, une unité définie comme un digesteur à croissance fixée a été étudiée. Le filtre anaérobie est l'une des toutes premières applications reconnue pour sa simplicité. Il consiste en un long cylindre (Hauteur/diamètre de l'ordre de 8 à 10) rempli d'un support sur lequel ou à l'intérieur duquel, les populations bactériennes se multiplient tout en restant piégées (voir figure 7.6). Les supports utilisés vont des galets de rivière (volume offert de 50%), aux éléments plastiques (90%), ou tout type de matériau offrant une grande surface d'échange par unité de volume. Le choix du support dépend de critères économiques, du volume disponible, de l'accessibilité et du poids. Les résidus à traiter traversent normalement un filtre et sortent à l'aide d'un siphon ; des évacuations par le bas sont aussi concevables. Les organismes se développant dans le filtre sont de deux types : ceux attachés au support et ceux piégés en suspension à l'intérieur des interstices offerts par le support. Pour des faibles taux de charge hydraulique, les deux types se valent, tandis que pour des taux élevés, les organismes en suspension sont lessivés, laissant place aux seuls organismes fixés. En raison de ces deux formes de colonisation, le filtre anaérobie autorise des temps de rétention élevés des matières solides malgré des temps de passage hydrauliques faibles.

Copyrighted mate

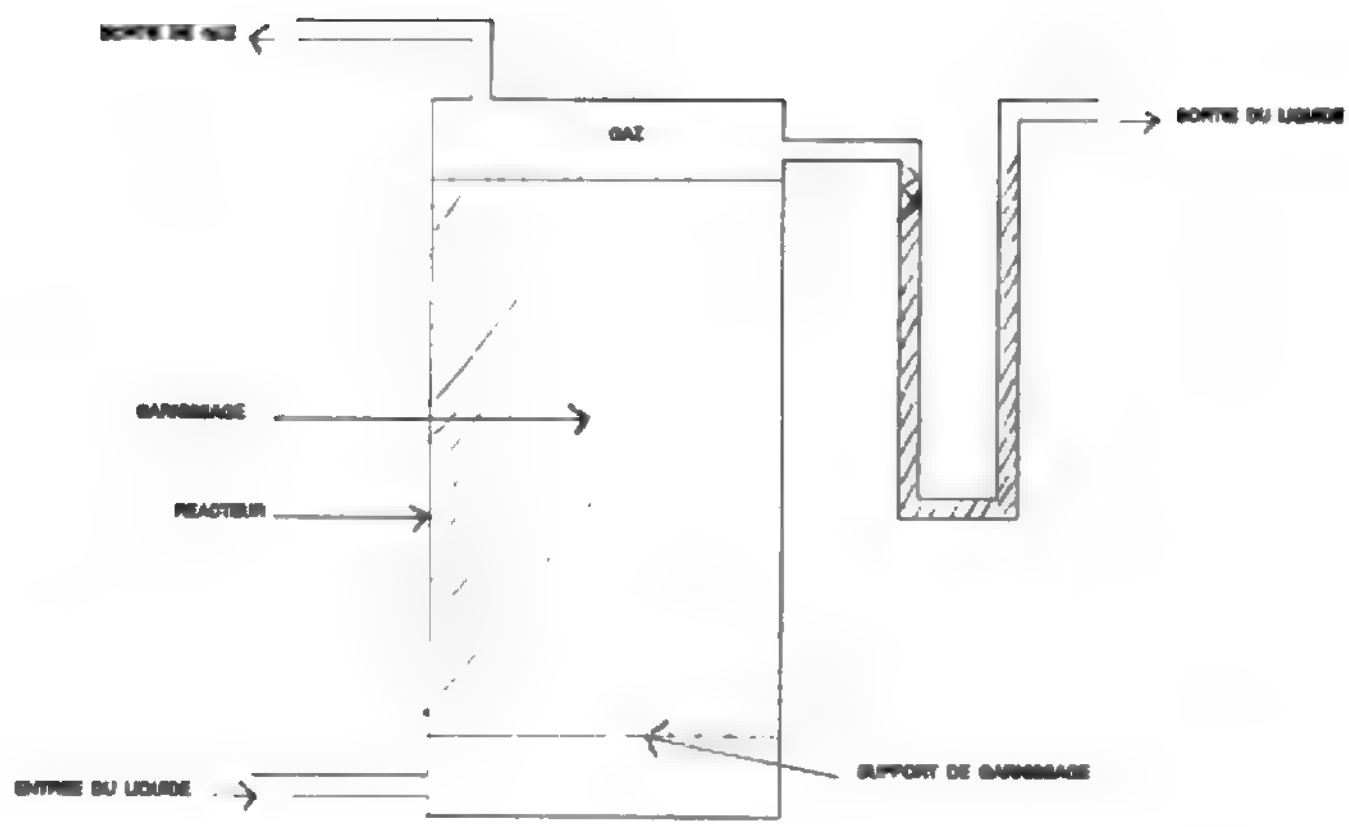


Figure 7.6 : Le filtre anaérobie

En raison de la configuration physique du filtre, seuls les résidus solubles sont susceptibles d'être traîtés sans risque de colmatage, bien que des lisiers de porc semblent avoir été traités avec succès après dilution, portant le taux de celle ci à 2% (Chavadej, 1990). Les effluents fortement chargés, soit des DCO de 480 à plus de 90 000 ppm ont été traités par des filtres. Des temps de passage faibles de l'ordre de 9 heures, en raison des espaces offerts, ont autorisé des taux d'élimination proche de 80% (Young et McCarty 1969). Toutefois, des temps de passage de l'ordre de 1 à 2 jours apparaissent plus normaux (Arora et Chattopadhya, 1980) pour permettre des taux d'élimination de 90%. Des taux de charge proches de 7 kg de DCO par m^3 de filtre et par jour sont envisageables impliquant des rendements spécifiques de l'ordre de 4 (Xinsheng *et al.* 1980).

Les réacteurs anaérobies à chicanes compartimentées

Ce concept qui est très récent a été proposé par Bachmann et McCarty (1982) à l'université se Stanford. Le réacteur est un simple réservoir rectangulaire avec des formes proches de celles des fosses sceptiques, divisé en 5 ou 6 compartiments à l'aide de cloisons verticales reliant le fond à la paroi supérieure (voir figure 7.7). Le flux est alternativement ascendant et descendant par rapport à chaque paroi et traverse dans la partie supérieure le lit de boues anaérobies. De ce fait, les résidus sont en étroit contact avec la biomasse active, toutefois, en raison de l'architecture interne du système, la majorité de la biomasse s'accumule dans le digesteur.

Copyrighted material

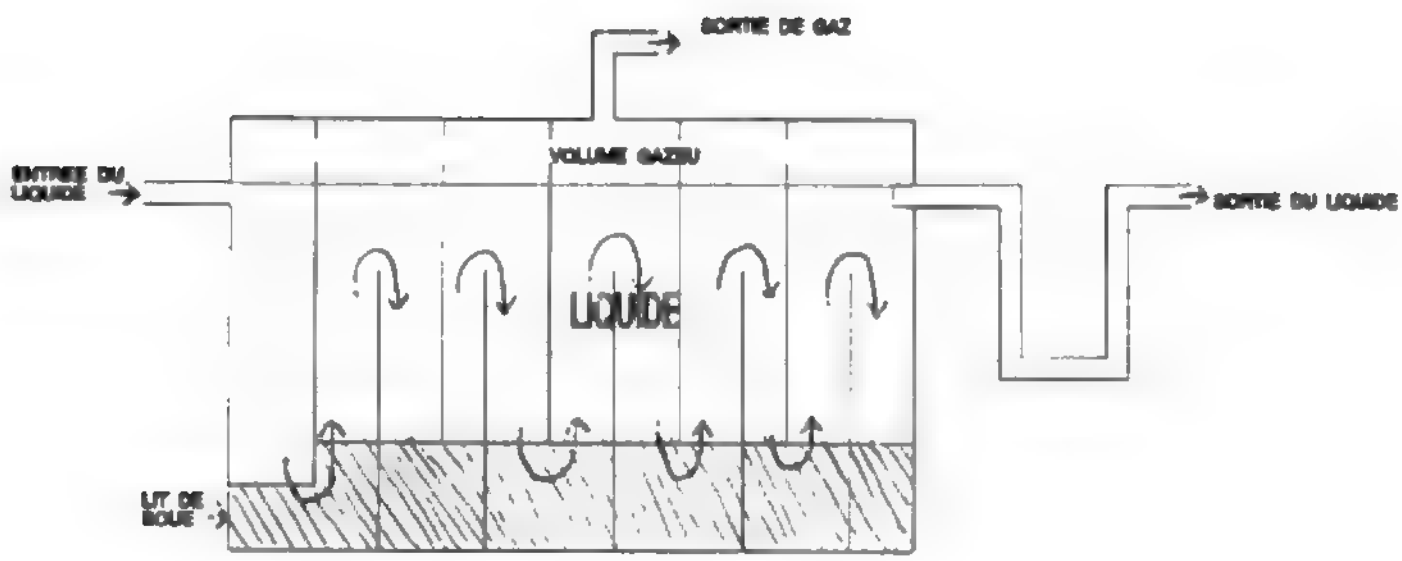


Figure 7.7 : Réacteurs anaérobies à chicanes compartimentées

Pour un effluent entrant, contenant 7.1 g/l de DCO et un temps de passage de 1 jour à 35°C, Bachmann *et al.* (1982) ont obtenu une efficacité d'élimination de la DCO égale à 80 % avec un rendement spécifique de 2.9. Des tests identiques ont été menés avec des effluents plus dilués (0.48 g/l de DCO), et des performances similaires ont été atteintes à seulement 25°C. En raison de sa structuration, ce type de digesteur semble être capable de traiter des effluents fortement chargés en solides et constitue en ce sens une alternative au filtre anaérobie. Le procédé étant récent, peu de travail de développement a été mené à ce jour, et son adaptation aux pays en voie de développement devrait être possible dans certaines situations. Des renseignements complémentaires sont présentés au chapitre 6 relatif au traitement des eaux usées par filtre anaérobie.

<u>Le procédé anaérobie par contact</u>

Ce procédé ressemble au procédé aérobie sur boues activées, à savoir que le recyclage des cellules assure un temps de passage prolongé des solides pour un temps de rétention hydraulique faible. Aussi de bonnes performances d'élimination sont garanties avec des petites unités. Sachant que les boues continuent à produire du biogaz lors de leur évacuation du digesteur, des recherches de solution ont été menées pour neutraliser rapidement le substrat évacué : choc thermique, dégazage par aspiration (voir fig 7.8).

La première mise en oeuvre connue de ce procédé par contact date de l'année 1955 (Schroepfer *et al.* 1955) où des déchets de viande conditionnée (DBO de 1.6 g/l) ont été traités avec succès avec un temps de passage de 12 heures à une température de 35°C. Le taux d'élimination de 95% a été obtenu avec une charge de 3.2 kg de DBO/m^3 et par jour, il est resté le même pour une température de 25°C. Beaucoup de déchets alimentaires peuvent être traités par ce procédé. Avec des effluents de rhumerie (54.6 g/l), le taux d'élimination s'est élevé à 80% pour une charge de 8 kg de DCO par m^3/jour (Roth et Lentz 1977). Les résidus bruts (DCO de 1.2 g/l) ont été dégradés correctement (90%) en 22 heures, à une température de 20°C (Simpson 1971).

Copyrighted material

Alors que des unités en vraie grandeur fonctionnent dans les pays industrialisés, il ne semble pas exister d'expériences dans les pays en développement. Avec les déchets industriels chargés, les autres procédés de traitement (filtre anaérobie, procédé par contact) devraient être assez performants et faciles à piloter tout en exigeant peu de capital.

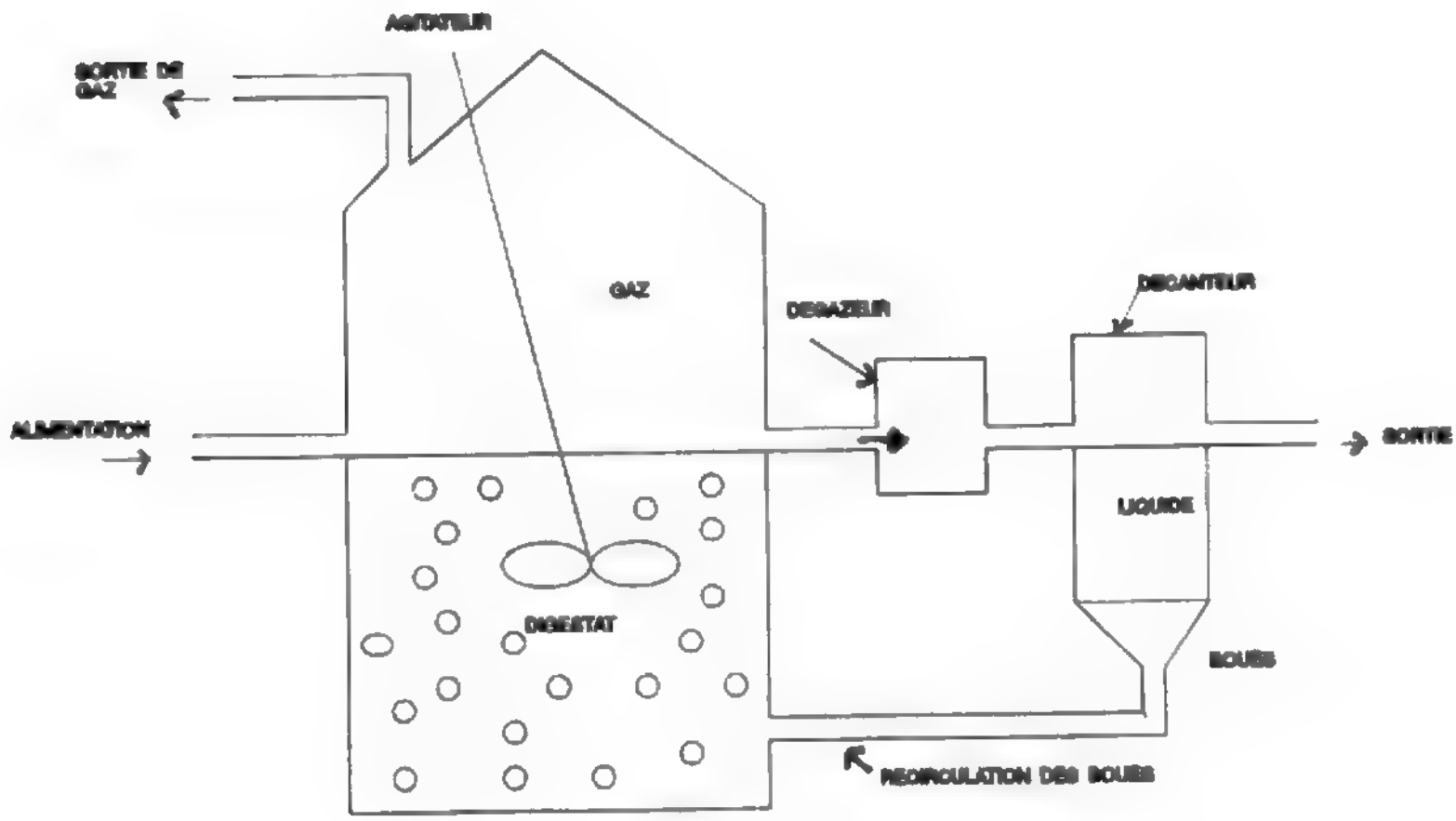


Figure 7.8 : Procédé anaérobie par contact

<u>**Le lit de boues anaérobies à flux ascendant**</u>

Ce procédé est plutôt récent, il a été développé par Lettinga *et al.* (1979, 1980) aux Pays bas. Le réacteur comprend un réservoir circulaire (Hauteur/diamètre = 2) au sein duquel les substrats remontent en force à travers un lit de boue anaérobie occupant la moitié du volume du digesteur (voir figure 7.9). Un cône inversé plaçé en haut de la cuve assure la séparation liquide solide. Lors du démarrage, la floculation biologique s'effectue lentement mais régulièrement avec le temps, et la biomasse active reste correctement fixée dans le digesteur.

Avec des effluents industriels plutôt solubles (eaux de lavage des féculeries), des charges élevées de 40 kg de DCO/m^3/jour sont possibles avec un temps de passage réduit à 3.5 heures. Dans ces conditions, une productivité en biogaz de 8 volumes/unité de volume de digesteur et par jour est réalisable (Lettinga *et al.* 1980). Du fait que le procédé n'a pas besoin de support pour fixer la biomasse activée, la concentration en solides peut atteindre

Copyrighted material

jusqu'à 3%. L'exploitation exige une certaine sophistication en particulier lors de la phase critique de démarrage. Souvent, des procédés plus simples (filtre, digesteur compartimenté) apportent le même service pour une simplicité d'utilisation supérieure.

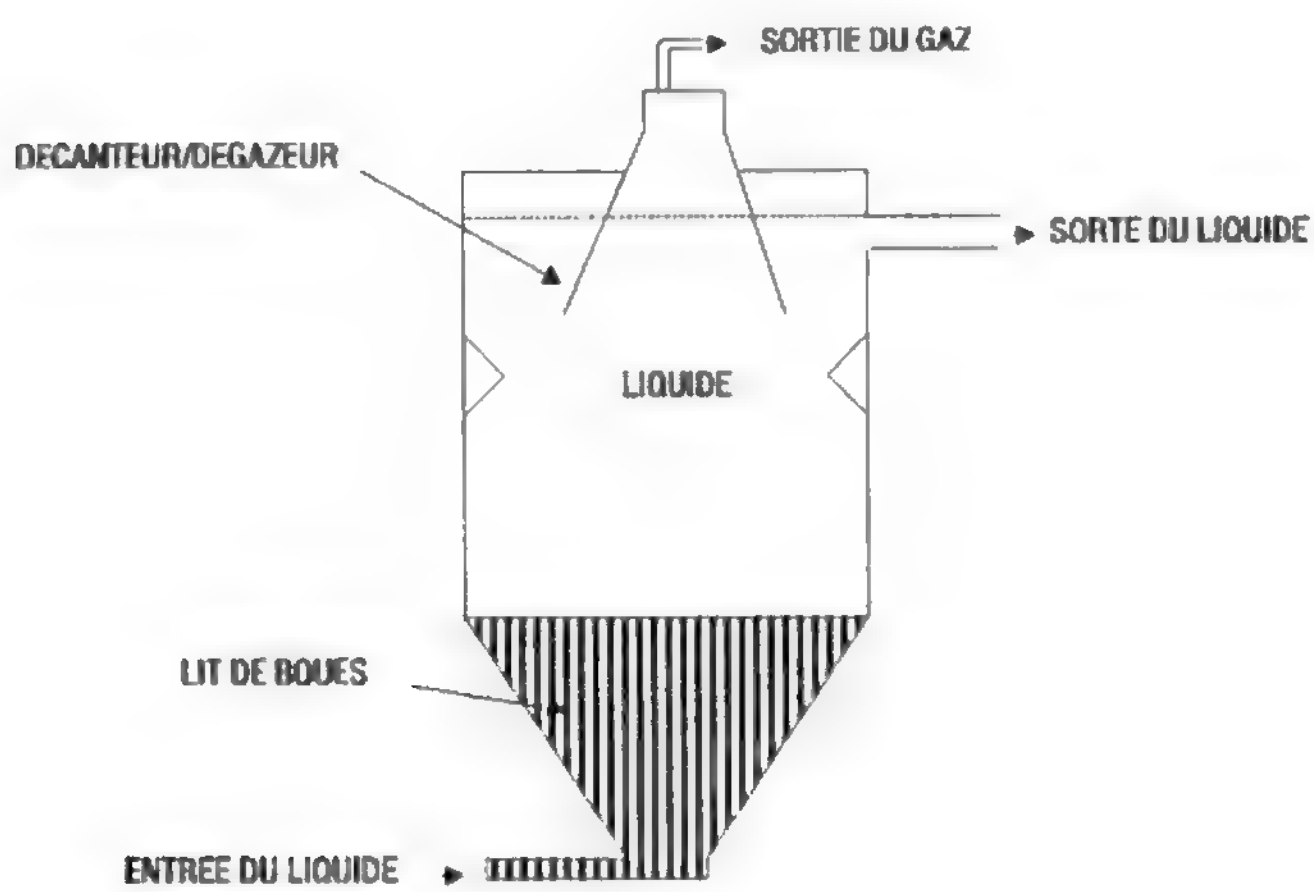


Figure 7.9 : Lit de boues anaérobies à flux ascendant

Les digesteurs cylindriques inclinés

Les effets de forme et d'inclinaison des digesteurs sur les temps de passage verticaux et horizontaux ont été analysés (Chapman *et al.* 1988), et les effet d'échelle ont été mesurés en laboratoire (Floyd et Hawkes 1986). Ce type de digesteur est une évolution du modèle piston horizontal. Son principal avantage est la réduction de la surface séparant la phase liquide du biogaz, lieu où s'accumulent les mousses et se forme la croûte. La facilité de manutention de ces formations est par suite facilitée. Le système a montré sa fiabilité et des productivités en biogaz de 0.282 à 0.318 M3/kg de matière sèche volatile sont obtenues à partir de lisiers maintenus à 35°C. Ce procédé explique des rendements supérieurs en biogaz du fait que le temps de rétention des substrats se trouve prolongé par rapport à ce que l'on observerait dans un type CSTR. La principale utilisation de ce modèle est le traitement d'effluents peu chargés (mst < 8%) ayant une propension à générer des dépots.

Le dimensionnement des digesteurs

Comme étudiée au chapitre 4, la digestion anaérobie dépend de l'activité biologique de bactéries méthanogènes qui ont une dynamique lente de reproduction. Un temps suffisant doit leur être donné, pour permettre le renouvellement des cellules perdues

Copyrighted material

dans les évacuats ainsi que l'ajustement de la population aux variations de la charge organique, et aux concentrations en acides volatiles et autres composés produits au cours des étapes successives du processus. Si la quantité de bactéries perdues est supérieure la capacité de reproduction, le phènomène de lessivage apparaît. Pour éviter ce problème, il faut dimensionner correctement le digesteur, lequel devra produire le maximum de biogaz par unité de volume pour un capital investi minimum. Le dimensionnement doit prendre en compte les performances d'été et d'hiver et considérer une marge de sécurité pour minimiser les risques de lessivage.

L'objectif du dimensionnement peut être la production maximale de biogaz par unité de capital investi, atteindre des objectifs de contrôle de pollution et de lutte contre les pathogènes, ou tout simplement la production d'une quantité acceptable de biogaz sans contraintes de maintenance.

L'usage de l'effluent après traitement est d'une importance capitale, en particulier lorsque la biomasse est recyclée dans le digesteur. De son utilisation finale dépend en fait le temps optimal de rétention dans le digesteur. Des critères sont à établir, en préalable au dimensionnement, car des compromis sont inévitables. En admettant que le process de fermentation soit planifié en harmonie avec les caractéristiques du substrat, le dimensionnement prendra en compte les hypothèses liées au chauffage, aux possibilités d'agitation permettant de répondre à l'objectif fixé. La capacité de production journalière en biogaz doit faire l'objet de la prise en compte d'une marge de sécurité égale, en volume, à plusieurs jours de telle sorte que l'ensemble du prossecus ne sera pas pénalisé pas des incidents ou facteurs de stress pour les populations bactériennes. Les marges de sécurité extrêmement larges pratiquées dans le calcul des installations anaérobies de traitement des eaux usées afin de garantir la destruction des germes pathogènes et le contrôle des risques de toxicité, ne sont pas les plus avantageuses sur le plan financier. Il faut bien identifier les objectifs réels de l'installation avant de décider de sa dimension.

De nombreuses méthodes empiriques sont utilisées pour calculer les digesteurs classiques de traitement des effluents dans un objectif de dépollution plutôt que de production d'énergie. Cette situation n'était pas le fait des pays en développement jusqu'à récemment. Ainsi en Indonésie, l'installation de traitement de résidus d'huile de palme a été conçue et construite uniquement en raison de contraintes législatives visant à la protection du milieu. Le surdimensionnement des paramètres concernant les installations de dépollution réserve fréquemment une marge de sécurité de 50% par rapport à celui proposé dans un objectif de production maximale de biogaz. Dans de nombreux pays, les motivations écologiques et environnementales prennent de l'importance et conduiront dans un avenir proche à la conception d'une grande diversité de digesteurs.

La conception des grandes unités en particulier celles concernant des substrats spécifiques est basée sur la compréhension des processus anaérobies permettant d'atteindre les objectifs souhaités. Sur ces grandes unités, une importance peût être accordée aux processus opératoires se traduisant par des raffinements techniques tels que le contrôle de la température, des acides gras volatiles, et de l'épuisement des substrats, ensemble de processus garantissant la maximisation de la production de biogaz par unité de volume de digesteur.

Copyrighted material

Le critère de base pour le dimensionnement est le temps de rétention de la biomasse active (TRB). Il est défini par la masse de biomasse bactérienne présente dans le digesteur divisée par la masse de bactéries évacuées chaque jour. Pour un digesteur classique sans recyclage des solides, le TRB est équivalent au temps de rétention hydraulique TRH, il est ainsi directement lié au volume du digesteur. Il a été noté que pour une température donnée, la plupart des paramètres explicatifs des performances étaient corrélés avec le temps de rétention de la biomasse active TRB et que le lessivage pouvait être évité si le TRB était maintenu au-dessus d'un seuil critique TRBc.

Dans les pays industrialisés, le chauffage des digesteurs est une pratique courante, et la tendance est à la préférence pour la thermophilie. Dans les pays en développement, les digesteurs sont soumis à la température locale. Du fait que le processus de digestion anaérobie se bloque lorsqu'on passe en-dessous de 10°C, le contenu du digesteur doit être maintenu à une température supérieure si l'on veut obtenir une quantité significative de biogaz. Le problème est résolu en anticipant l'apparition de périodes froides et en assurant, au préalable, une température convenable du contenu.

Il a été démontré (Yeoh, 1988) que l'utilisation du biogaz à partir du traitement anaérobie des résidus de l'huilerie de palme apporte des avantages significatifs, notamment sous la forme d'une conversion thermique avec des rendements de l'ordre de 0.25 à 0.35 grâce à des systèmes électriques ou mécaniques (Orth, 1981). Toutefois il est faut malheureusement bien admettre que cette performance implique que 80 % du biogaz produit soit effectivement transformé ce qui n'est pas évident au stade actuel de développement en raison d'un degré d'autonomie déjà acquis pour cette filière via la combustion des fibres et coques, le biogaz récupéré à partir du traitement des effluents venant par conséquent en sus. La rentabilité d'une unité de traitement anaérobie est en définitive directement liée à la façon de valoriser le biogaz, en l'utilisant hors du site par exemple.

L'évaluation économique devrait être limitée à des considérations générales pour assurer une analyse coût-bénéfice propre à la filière huile de palme. Bien que ce type d'analyse évalue les effets températures et options d'utilisation du biogaz en les traduisant en équivalent financier, ces informations ne peuvent être considérées que comme des estimations. Cela est dû à la non prise en compte des autres facteurs tels que la faisabilité opérationnelle, les effets de l'inflation et leur conséquences sur le coût. De plus, les avantages financiers procurés par le biogaz sont très sensibles à la valeur de l'énergie, laquelle peut considérablement varier selon les cas.

Les digesteurs anaérobies peuvent accepter une large gamme de substrats. Cela comprend les fèces animaux, les déchets sanitaires, les résidus de culture, déchets alimentaires et autres parfois constitués de mélanges. Les fèces animaux sont chimiquement équilibrés, facilement liquéfiables et biodégradables. La capacité de biodégradation varie entre 28 et 70 %. Cette variabilité est en particulier dûe au régime alimentaire des animaux et à leur jeûne, et à la quantité de lest. Ainsi Hashimoto et Chen (1981), ont montré que l'acroissement de la part d'ensilage par rapport à celle du maïs fourrage trop coûteux, réduisait la production de biogaz. C'est pourquoi, dans les pays en dévelopement, où les troupeaux sont nourris avec des pailles, les fèces sont moins productifs comparativement à ceux d'animaux alimentés avec du grain ou de la provende commerciale.

Copyrighted material

La biodégradabilité du fumier diminue avec sa fraîcheur du faît de la perte, avec le temps, des acides gras volatiles.

Comparaison de conceptions alternatives de digesteurs

Le Tableau 7.7 présente des dimensionnements calculés à partir de plusieurs critères : KVIC, USEPA (1979), Mullan *et al.* (1984) et le présent rapport. La température de réference en Inde est de 27°C. Les normes Indiennes et USEPA aboutissent à des installations plus grandes, et par suite mieux sécurisées d'un point de vue opérationnel.

TABLEAU 7.7 : Comparaison des dimensions de digesteurs fonctionnant à 27°C

CAS	KVIC[a]			WARD/SKRINDE[b]			USEPA (1979)[c]		SHAEFFER/MULLAN[d]		
	Volume	HRT	CH_4	Volume	HRT	CH_4	Volume	HRT	Volume	HRT	CH_4
Fèces frais (10 vaches)[d]	40	50	3.6	3.6	10	3.6	40	100	6	15	3.6
Fumier brut (10 vaches)[d]	13	50	2.5	2.6	10	1.5	20	78	-	-	-
Fumier impur (10 vaches)[d]	9	50	1.3	1.8	10	0.88	10	50	-	-	-
Lisier de porc frais (75 à 80 cochons)[e]	30	50	0.8	7.5	25	2.93	28	55	-	-	-

a) Références ESCAP (1980) à 27°C; b) Basé sur les équations de Hashimoto à 27°C; c) Basé sur l'équivalence de 80 g de déchets solides par habitant d'une communauté de 90 personnes dont le poids total est de 4500 kgs; d) Correspond à un poids total des animaux de 4500 kgs; e) Correspond à 4 500 kgs de poids vif donnant une quantité de fèces introduits directement dans le digesteur sans dilution; f) Mullan *et al.* 1984.

Les problèmes et solutions liés au substrat et à l'effluent dans les grands digesteurs (sur la base des travaux de Hobson, 1988).

Un des avantages pratiques de la digestion anérobie est la reproductibilité des résultats lorsque l'on passe du pilote à la grande unité. Ainsi, plusieurs éléments de l'installation (correspondant à tel ou tel procédé...UASB etc), et consignes d'exploitation peuvent être transposés depuis le stade laboratoire au pilote et en vraie grandeur. Certains substrats ne posent pas de problèmes, d'autres sont plus complexes. Les problèmes de mauvaise digestibilité des substrats doivent être résolus sur des installations plus petites qui permettront d'identifier les améliorations à apporter à la grande unité. Le chapitre qui suit traite des difficultés de digestion et présente quelques recettes pour les résoudre.

Les substrats destinés aux digesteurs

La nature physique et chimique du substrat est largement déterminée par son origine. Le substrat peut être un liquide clair, une suspension de particules solides dans le liquide ou bien un solide si sa teneur en eau est inférieure à 70-80%. Divers digesteurs ont

Copyrighted material

été conçus pour répondre à cette diversité. Parfois, les modifications sont réalisables sur l'unité initiale, sinon, un autre type doit être proposé.

Les problèmes mécaniques

Cas des lisiers : la biodégradabilité des substrats pour évaluer la faisabilité de la digestion d'un sous-produit particulier et les paramètres de base déterminant la production de biogaz peuvent être aisément étudiés au laboratoire ou à l'échelle pilote. Les eaux usées comportant des solvants ne posent pas de problèmes (à l'exception cependant de certains substrats très huileux). Toutefois, les problèmes relatifs au pompage, prèlèvement d'effluents liquides contenant une charge élevée de particules solides en suspension, devraient imposer une dimension minimum au digesteur pilote utilisé. Evidemment, la filtration, pour préparer un liquide susceptible d'être manipulé à l'aide de pipettes, peut altérer sérieusement les cinétiques de digestion de la fraction solide. C'est pourquoi, les résultats obtenus à petite échelle avec des substrats macérés risquent de ne pas être représentatifs des processus qui s'exerçent en vraie grandeur. Dans les essais en laboratoire, les échantillons de substrat doivent être représentatifs de la composition du substrat primaire; les essais de biodégradabilité (Goering et Van Soest 1970; Jewell 1976; Kimchi 1984) ont démontré leur capacité à bien identifier les potentialités réelles attendues.

Les effluents à faible charge solide peuvent être prélevés dans le digesteur, ce qui n'est pas le cas pour les boues chargées et les lisiers. Des problèmes ont été rencontrés notamment avec les fumiers de bovins. Les systèmes conçus pour les lisiers doivent gérer rapidement de grands volumes. La plupart des digesteurs fermiers sont relativement petits, et fonctionnent avec des temps de rétention prolongés. Cela signifie que des petits volumes de lisier doivent être pompés à des fréquences espacées. Les lisiers de ferme contiennent des poils, et des contenus de panse fibreux incompatibles avec le mode de prélèvement par pipette et micro-pompes. Les conduites doivent avoir un diamètre de 7.5 cm minimum, et être si possible rectilignes, avec des courbes de grand rayon, des valves sans étranglement, et être aptes à recevoir des sondes permettant le nettoyage par curetage. Les pompes à un étage sont suffisantes (mais les systèmes rotatifs s'amortissent rapidement), leur capacité de fonctionnement réversible permettant de garantir le nettoyage et le débouchage (Hobson et Feilden 1982; Summers *et al.* 1984). Ces dispositifs conviennent aux lisiers sans pierres ni pailles. Les faibles débits journaliers requis sont obtenus à l'aide de pompages intermittents pendant de courtes périodes. On utilise ces mêmes systèmes de transfert pour récupérer les effluents en sortie bien que les grosses particules solides qui posant des problème aient disparu durant le processus de digestion. Les impuretés en provenance des litières ne debraient pas poser outre mesure des problèmes avec ces tuyaux de large dimension, mais rendent nécessaires l'augmentation de la puissance des pompes, en particulier pour les pompes centrifuges. Les grosses pierres peuvent provoquer des obturations, voire des ruptures comme cela a été observé sur des digesteurs alimentés avec des résidus issus de lots d'animaux nourris en stabulation libre (un bon exemple est celui de l'expérimentation en vraie grandeur dans l'Etat de l'Oklahoma). Le stockage, et parfois le tamisage sont nécessaires. Le dépot des impuretés et autres particules non digestibles s'effectue dans le fond du digesteur, ce qui diminue le volume utile du digesteur, et par suite, réduit le temps de séjour des effluents liquides.

Copyrighted mat

L'information publiée sur les caractéristiques techniques des moyens de pompage des résidus solides et lisiers, des réseaux de fluide (Howard 1978; Chen 1982; Bohnoff et Converse 1987), est relativement sommaire dans la mesure ou les compagnies protègent leur savoir faire. Bien des actions de montage de réseaux sont faites empiriquement avec des erreurs et l'information reste confidentielle chez les constructeurs. Cela semble dans une certaine mesure inévitable du fait que la nature des lisiers change avec le type d'alimentation des animaux et les conditions d'exploitation.

Ainsi de grandes variations existent pour les lisiers de porc, de bovins et de volailles. Le climat, la température et l'environnement local jouent un grand rôle. Les particules solides contenues dans les lisiers peuvent aussi bien flotter ou couler durant le stockage dans le réservoir (ou les conduites). Les fibres ont tendance à former un écran et ainsi limitent les écoulements aux seuls effluents surnageant. Les fibres solides sont susceptibles de se dessécher, et de former à la surface du lisier, une croûte solide qui est difficile à briser. Cela est d'autant plus vrai que les concentrations pratiquées sont faibles (4-6%). Les dépôts solides peuvent obsturer les conduites, les pompes chargées de reprendre les lisiers de fond de cuve. Après un certain temps, il devient très difficile d'éviter ces dépôts. Si les lisiers d'élevage ont été mentionnés, les résidus industriels sont aussi concernés par ce problème de dépôt : particules d'amidon, peaux de légumes, drêches de brasserie, morceaux de graines issus de l'extraction d'huiles végétales, effluents d'abattoirs etc. Les problèmes apparaissent dans les canalisations, les réseaux et conduits d'admission. Des flux rapides peuvent redistribuer les particules solides et liquides, au moment de l'ouverture de vannes par exemple, ou lorsque le lisier circule au sommet du digesteur. Des pompes sont parfois conçues pour la recirculation intermittente des liquides, pour assurer des transferts ou des remplissages de digesteur ou broyer de la biomasse au sein des liquides. Des pales, vis d'Archimède, ou autres moyens de mixage et moyens autonomes de recirculation peuvent être utilisés. Des équipements simples et peu coûteux sont disponibles chez plusieurs fabricants. Dans le cas de tiges de coton et autres déchets végétaux ou cultures énergétiques, matériaux frais ou ensilés, une mixture stabilisée est obtenue en faisant macérer la matière dans l'eau. Cette macération peut ainsi empêcher les obstructions des circuits par présence de fibres longues présentes dans les excréta des animaux et autres lisiers. Ces techniques visent à homogénéiser la totalité du contenu du digesteur et assurer un maintien en suspension des particules solides. D'un autre coté, il peut être utile de changer tout ou partie du contenu du digesteur. Les lisiers et les boues ne peuvent être traités que dans les digesteurs équipés d'un agitateur; le brassage des matières en suspension autorise la mise en oeuvre d'un procédé de traitement relativement simple. Des filtres rudimentaires sont utilisés dans certaines étables pour séparer les fibres et les matières solides afin de les traiter séparément. Des bacs à impuretés sont parfois nécessaires.

Les substrats solides

En raison de leur nature, les déchets solides ne peuvent pas être traités en continu. Dans ce cas, des digesteurs à chargement discontinu sont utilisés. Il s'agit de digesteurs à un seul étage, de type réservoir ou piston et ils peuvent contenir aussi bien un effluent liquide que solide. La plupart des digesteurs en discontinu sont conçus pour les résidus solides, le type étant assujetti aux contraintes précitées relatives à la difficulté d'assurer l'alimentation en continu des systèmes en effluents solides. L'apport doit être mélangé avec un inoculum issu du matériau digéré au départ, afin d'assurer le démarrage

Copyrighted material

de la réaction. La production de biogaz suit alors un régime croissant de production puis décroissant au fur et à mesure de la biodégradation des substrats. Pour aboutir à la continuité de l'alimentation et assurer la régularité de la production de biogaz, une batterie de digesteurs doît être gérée en régime séquentiel, une unité produisant à la capacité maximum tandis qu'une autre démarre ou achève sa production. Cela a été merveilleusement bien illustré sur la ferme MAYA au Philipines.

Les déchets ont géneralement un taux de matière sèche de l'ordre de 8-16%. Dans la plupart des cas, en particulier lorsque les effluents ne sont pas homogènes, cette concentration est trop élevée pour permettre les pompages, les prélèvements, et il faut diluer jusqu'à un taux de 8% pour rendre le digesteur opérationnel. Certains résidus vegétaux (ex des algues), ont une telle teneur en eau que la mixture a une teneur en matière sèche du même ordre que ce qui est obtenu dans les digesteurs flash avec des lisiers de bovins ou de porcs. Certains résidus solides ont malgré tout une teneur en matière sèche supérieure à 20%, et ne peuvent être pompés bien qu'ils contiennent de l'eau. On citera le cas des fientes de poules, des fèces bovins avec de la paille ou toute autre litière. Beaucoup de résidus vegétaux ou de plantes terrestres cultivées pour leur capacité enérgétique fournissent des substrats à près de 25-30 % de matière sèche. A moins d'être préparés pour être mis en suspension dans une mixture, ces substrats peuvent être facilement traités en l'état dans des digesteurs (Jewell 1980). Ils sont gérés en discontinu, chargés déchargés à l'aide de pelles et tracteurs utilisés pour assurer directement ou indirectement le chargement. Même dans ce cas, certaines parties des résidus méritent d'être hachées, mais dans l'ensemble, les digesteurs adaptés à ces substrats solides ne rencontrent pas de gros problèmes, ni avec le substrat d'entrée, ni avec les effluents à la sortie. Le système est très similaire à l'ensilage et il est rarement destiné à la production de biogaz.

La digestion des solides doit être menée en continu malgré une mise à disposition du substrat intermittente liée à la collecte des résidus vegétaux. L'utilisation de tout digesteur, à l'instar de toute centrale de production d'énergie, est commandée par des considérations économiques objectivées sur l'obtention du meilleur retour financier du capital par valorisation du biogaz et autres produits de la digestion (à l'exception des unités de dépollution). Parfois, le digesteur ne fonctionnera que lorsque l'usine sera en activité. Toutefois, quoique l'exploitation du digesteur soit périodique, au sens large, la recherche de la continuité pendant la campagne opérationnelle reste un objectif. Sayed *et al.* (1987) ont piloté un digesteur de type UASB à partir d'effluents d'abattoirs. L'alimentation était continue pendant la semaine et étant à l'arrêt pendant les fins de semaines, en raison de l'arrêt des abattages. Les analyses ont montré que ces interruptions étaient en fait positives, permettant un meilleur dégazage du contenu. Marchaim *et al.* (1991), ont abouti à la même conclusion avec des contenus de panse. Bien qu'un substrat solide ne soit pas, par nature facile à gérer par des moyens de pompage, il est concevable de le manipuler à l'aide de convoyeurs installés sur les réseaux.

Par suite, si un digesteur approprié devait être conçu, une digestion par flux continu pourrait être assurée, semblable à celle garantie par un digesteur équipé d'un agitateur. Un digesteur type répondant à ces caractéristiques a été utilisé pour le traitement des ordures ménagères (de Baere *et al.* 1986).

Copyrighted material

Les pré-traitements physiques des effluents et substrats solides

La trituration des fractions solides a été abordée plus haut avec des substrats encore plus secs tels que les pailles, fumiers; celle-ci réduit la taille des particules, ce qui évite les risques d'obstruction des réseaux, contribue à acroître la surface d'échange offerte aux attaques bactériennes et accélère les processus de digestion. Il a ainsi été montré que les lignines et hémi-celluloses, au départ non biodégradables dans les systèmes classiques, peuvent être significativement dégradées après trituration (Marchaim 1983). Avec des produits frais, tels que les algues, les jacynthes d'eau, les parois cellulaires sont en fait peu biogégradables et la trituration libère les constituants cellulaires qui fournissent le noyau dur de la matière fermentescible, tout en attaquant les parois cellulaires, les rendant ainsi un peu plus sensibles à la l'attaque microbienne. Ce type de substrat doît être impérativement exempt de pierres et autres débris, et doit être purifié de ces éléments pour permettre la dilacération par tout engin rotatif.

Les déchets municipaux et équivalents, doivent être manipulés mécaniquement, triés par champ magnétique ou à la main, pour que soient enlevés les morceaux de verre, métaux, et autres éléments non dégradables pour être triturés dans un appareil capable de déchiqueter les déchets tout en étant insensible aux pierres et autres débris résistants. Ce type de broyeur n'est pas adapté aux effluents liquides contenant des pierres, gros morceaux de bois, des feuilles plastiques, etc, qui peuvent endommager les coûteaux. Ce type de techniques n'est pas traité par la présente etude.

La séparation des solides, en particulier, à partir des effluents d'élevage de bovins a été préconisée par beaucoup de sociétés et exploitations agricoles. La séparation a pour objet d'éliminer les fibres végetales et poils, ce qui réduit le risque de bouchage des pompes et tuyaux, et assure un lisier plus homogène. Ces fibres sont le plus souvent peu biodégradables et ne produisent du gaz qu'après un temps de rétention prolongé. L'effluent restant peut être digéré avec un temps de rétention bref, dans un digesteur de volume réduit et par suite moins cher. Les pertes globales en gaz à partir d'une quantité donnée d'effluents sont inévitables, elles sont toutefois compensées par la réduction de volume du digesteur et sa facilité à gérer les fluides (Pain *et al.* 1984). L'effluent digéré en sortie a une structure et une valeur différentes du matériau de départ qui serait soumis à la fermentation. Les solides récupérés peuvent être digérés par ailleurs dans un autre fermenteur à temps de rétention élevé ou faire l'objet d'un traitement aérobie du fait de leur faible teneur en eau, et de la possibilité de les entassér. L'élimination de la fraction solide par des moyens mécaniques ou par décantation peut être assurée. Il reste par suite un jus avec seulement 1 à 2% de matière sèche, en majorité en solution. Ce résidu peut être traité dans un filtre anaérobie ou un digesteur de type UASB avec un temps de rétention court. Evidemment dans ce cas de figure, la plus grande partie du potentiel en biogaz contenu dans l'effluent est perdu. Le filtre anaérobie se limite par suite à la fonction de dépollution en amont d'un dispositif de lagunage. Les solides dans la lagune évoluent doucement, et le gaz s'échappe dans l'atmosphère; toutefois il peut faire l'objet d'une récupération comme démontré par Balsari et Bozza (1987). Les solides peuvent aussi se déposer au fond de la lagune ou d'un réservoir et donner progressivement des acides. Le réservoir constitue dans ce cas un élément d'un dispositif à deux phases dans lequel le surnageant est transformé en biogaz par le filtre anaérobie (Colleran *et al.* 1982). Il reste cependant une boue dans le réservoir qui peut être plus ou moins bien stabilisée.

Copyrighted material

La séparation de la fraction solide à partir des effluents d'élevage, permet de traiter le liquide avec un filtre anaérobie, ce qui a pour effet d'éliminer la partie la plus biodégradable. Ainsi par exemple, Hobson (1988) a trouvé que les levures dans une distillerie de whisky lorsqu'elle étaient éliminées par lavage, étaient non digestibles et étaient sources de problèmes mécaniques dans le digesteur. En assurant la décantation de ces levures, un liquide relativement clair était obtenu pour être traitable par un filtre anaérobie ou des digesteurs UASB. Aucune perte de potentialités de biogaz n'a été provoquée au moment de la séparation et les levures récupérées pouvaient être séchées et données comme aliment au bétail. On citera la séparation liquide-solide dans le cas des résidus de l'industrie de l'huilerie de palme. Là aussi, il y a de bons arguments en faveur de la séparation et de l'utilisation d'un digesteur en discontinu de préférence à un réacteur agité. Toutefois les opérations de séparation sont coûteuses en terme de capital et frais de fonctionnement, et les séparateurs ne sont pas sans rencontrer des problèmes. Si la séparation se traduit par des pertes en gaz utilisable, une étude détaillée de l'interêt économique de la séparation doît être effectuée pour savoir si les revenus engendrés couvrent les surcoûts (en comparant à un digesteur classique par exemple).

Les traitements chimiques et biochimiques des substrats nutritifs

Les traitements physiques, comme la macération des substrats, peuvent augmenter le taux et l'importance de la digestion bactérienne, et aussi la production de gaz, mais sans changer fondamentalement la composition chimique du substrat. La raison qui pousse à changer la composition des substrats, est la dissociation des matériaux fibreux et la production de composés qui sont de meilleurs substrats pour la croissance microbienne que le matériel originel. Par exemple, les substrats végétaux, les résidus provenant d'excréments animaux, la végétation des cultures énergétiques ou les substrats de déchets végétaux, peuvent être partiellement dégradés par des traitements chimiques. De nombreux types de traitements chimiques, physiques et biologiques ont été appliqués sur des substrats végétaux afin de dissocier la lignine et de rendre la végétation plus digestible par les ruminants (Tagari 1978); des traitements similaires pourraient être appliqués aux substrats dans un digesteur anaérobie. Les traitements les plus efficaces ont été ceux, où des substances alcalines, habituellement de l'ammoniaque ou la soude NaOH, peuvent réagir et hydrolyser la végétation solide pour quelques jours à des températures ambiantes. L'ammoniaque est utilisée pour réhausser le contenu en azote et rabaisser le rapport C/N. Ce type de traitement pourrait être appliqué à des substrats solides, comme la paille ou n'importe quel matériel végétal. Avec du fumier, il serait difficile d'obtenir la concentration nécessaire en produits chimiques (équivalente à quelques pourcentages par masse de substrat animal) pour augmenter le pH suffisamment et entraîner une dégradation de la lignine par des substances alcalines, sans produire des concentrations de sodium ou d'ammoniac, ou bien une hausse irréversible du pH, qui pourrait inhiber la digestion anaérobie subséquente.

Des exemples montrent que certains traitements peuvent nécessiter des additifs dans les digesteurs pour obtenir une digestion optimale. Ces changements peuvent impliquer l'addition de produits chimiques spécifiques au substrat, mais ces mêmes changements peuvent aussi être causés par l'addition d'un produit quelconque. Un tel produit peut lui seul être un substrat potentiel, et le mélange peut permettre une meilleure digestion de deux ou plusieurs composants de l'effluent. Les réactions, comme la fermentation des sucres, peuvent continuer pendant le processus de collecte, et des substances alcalines ou autres traitements

Copyrighted materi

sont nécessaires avant que les déchets ne soient introduits dans le digesteur. Les fientes de volailles, qui sont riches en azote, équilibrent un substrat pauvre en azote, comme les déchets végétaux.

Les prétraitements des substrats sont parfois accessoires dans la mesure ou ces changements ont lieu naturellement dans le substrat alors que celui-ci est stocké avant son introduction dans le digesteur. La panne d'approvisionnement en substrat primaire est permise ou encouragée, si celle-ci résulte dans la production d'une substance qui est elle même un substrat. C'est la base d'une digestion en deux phases, des déchets de ferme. Arrêter la fermentation naturelle d'un matériau facilement dégradable contenant des substrats, comme les sucres, est difficile, impossible ou trop cher, il est par suite préférable d'encourager celle-ci par des acides pour procéder à son achèvement, grâce à l'addition de substances alcalines afin de prévenir l'inhibition de la fermentation par un pH trop bas. La solution contenant de l'acide est alors traitée dans un digesteur stockant une certaine biomasse, pour donner du méthane. L'ensilage est aussi un procédé naturel de fermentation acide, l'ensilage végétal qui approvisionne la digestion a d'ailleurs été utilisé il y a quelques années (Stewart 1981). L'ensilage produit des acides qui préviennent la croissance microbienne nuisible, et qui rendent aussi les fibres des plantes plus digestibles. Les acides, avec les solides, sont dégradés dans le digesteur dès l'approvisionnement. Coble et Egg (1987) ont ensilé du sorgho doux, qui contient un taux élevé de sucre, mais au lieu de permettre l'arrêt naturel de la réaction avec la baisse du pH (cas général), ils ont en fait encouragé la fermentation continue du sorgho en connectant le silo à un filtre anaérobie et en mettant en place une boucle de lessivage reliant le filtre au silo.

Les effluents de la digestion

Comme avec les substrats nutritifs, peu de problèmes devraient compliquer l'évacuation des effluents d'eaux usées : une forme en U de la conduite qui permet de retenir le gaz, et un écoulement par gravité suffisent. Si le lisier est épais, ou si la distance de transfert entre le lieu de stockage et le lieu de traitement est grande, un moyen de pompage est nécessaire. En général, tout traitement qui facilite la manipulation des substrats, améliore aussi celle de l'effluent à la sortie. Les traitements applicables aux effluents à la sortie dépendent de plusieurs facteurs. Si l'utilisation finale est l'engrais, le stockage est à assurer jusqu'à ce que le sol et les conditions de culture soient favorables à l'épandage. Ce stockage permettra l'achèvement de certaines digestions résiduelles et l'élimination des produits polluants. Avec des digesteurs de type contact, la séparation et le recyclage des bactéries est impératif. Celle des particules solides peut aider à venir à bout de substances difficiles dans les digesteurs mélangés. La séparation des solides peut aussi être recherchée en vue d'obtenir un compost utilisable comme amendement et la fraction liquide devient utilisable comme engrais, eau d'irrigation ou recyclée pour diluer un substrat par trôp épais.

La séparation est nécessaire si la DBO doit être réduite avant recyclage dans une rivière. Dans le cas d'un digesteur à biomasse piégée, la seule opération nécessaire est la décantation par gravité de la faible quantité de biomasse qui se sépare du lit fixateur. Dans le cas de digesteurs infiniment mélangés chargés en solides et lisiers, la séparation du sable et des fibres est impérative. Les liquides sont traitables en aérobie et filtrés puis retraités, selon les contraintes d'épandage ou de recyclage. En fonction du climat, des terres disponibles, etc., les liquides séparés peuvent être utilisés pour élever des algues, des plantes,

Copyrighted material

voire des poissons (Marchaim 1983). Cette action purifie l'effluent et apporte en outre des produits à forte valeur ajoutée. Les produits obtenus sont stockables en tas, sont compostables ou utilisés immédiatement comme supports de culture ou amendements.

Selon les circonstances,il se peut que certains effluents traités à part soient utilisés en tant que composés protéiques, comme aliment du bétail. Du fait qu'ils aient déjà été digérés, il est peu probable qu'ils contiennent des éléments toxiques pour la flore bactérienne, l'installation et les animaux. Les métaux lourds qui ont été fixés par précipitation dans le digesteur se disséminent lentement dans les sols recevant un épandage, ou dans les intestins du bétail, si l'effluent sert d'aliment. De tels problèmes sont à prendre en considération lorsque l'on étudie les utilisations des produits de la digestion.

Les systèmes de contrôle dans les procédés de digestion

La digestion anaérobie de la matière organique est l'un des procédés les plus courants du fait qu'elle est depuis de nombreuses années, largement pratiquée par des municipalités et sociétés en charge du traitement des eaux usées. Au cours des vingt dernières années, elle a été reconsidérée et développée en vue de la production d'énergie; toutefois, l'application à cette fonction énergétique est restée confidentielle. Les limites et contraintes du système ont fait l'objet de travaux de recherche et développement considérables à travers le monde.

Les indicateurs idéaux pour détecter les inhibitions devraient être capables de mesurer l'évolution de la digestion des boues et signaler l'apparition de disfonctionnements avant qu'ils ne se propagent. Des indicateurs classiques tels que la proportion en acides gras volatiles, la composition du gaz et le pH sont pratiques pour piloter les étapes successives mais ne traduisent pas directement l'état du métabolisme basal des organismes au sein du système. Ils sont utiles pour détecter les accidents une fois que le processus est perturbé, et ils ne sont pas adaptés pour prévoir les ennuis et échecs dus notamment à des difficultés telles que les surcharges en matière organique ou en effluents.

Les mécanismes d'effet de seuil limitant chaque étape du processus ont été longuement discutés et peuvent être débattus, mais ils concernent clairement la dégradation des acides gras au cours de la méthanogenèse dans la mesure ou ceux-ci s'accumulent dans le digesteur perturbé sous l'effet de trop fortes charges en matière organique ou de temps de rétention trop courts ou d'inhibiteurs (Mackye et Bryant 1981; Aslhey et Hurst, 1981; McInerney *et al.* 1981). L'importance des acides gras à chaînes courtes, et des alcools en tant que composés intermédiaires au cours de la digestion anaérobie, a été bien identifiée (Smith et Mah 1978). La dégradation ultérieure de ces composés dépend des réactions de déshydrogénation. Leur rendement énergétique est favorable lorsque la concentration en hydrogène est maintenue basse. Les micro-organismes qui catalysent ces déshydrogénations sont obligatoirement syntrophiques, en n'étant capables de se développer qu'en présence de bactéries consommatrices d'hydrogène (Bryant *et al.* 1979; Boone et Bryant 1980; McInerney et Bryant 1981; McInerney *et al.* 1981). Les concentrations en hydrogène dans le digesteur varient entre 5 et 10 nM lorsque les organismes consomateurs d'hydrogène sont actifs (Poels et 1985; Archer *et al.* 1986, Hickey *et al.* 1987). Une compréhension des relations liant les organismes producteurs et consommateurs d'hydrogène a ainsi conduit au concept de transfert

Copyrighted material

inter-espèces de l'hydrogène (Bryant *et al.* 1967; Reddy *et al.* 1972; Iannotti *et al.* 1973, Scheifinger *et al.* 1975, Wolin 1982).

L'augmentation de la teneur en hydrogène devrait entraîner une inhibition de l'organisme syntrophique partenaire. Par exemple, l'apport d'hydrogène dans une co-culture d'un dégradeur du butyrate, associé à une bactérie méthanogène conduit à l'inhibition de la dégradation du butyrate (Arhing et Westermann 1987a, Arhing et Westermann 1987b). Il a été supposé que la cinétique de consommation de l'hydrogène régule la vitesse d'oxydation des acides gras (Dwyer *et al.* 1988) dans les co-cultures concernées. Les relations précises qui lient l'hydrogène à l'oxydation des acides gras restent à comprendre, mais il semble déjà intérressant de baser un système de pilotage basé sur le suivi de l'hydrogène, des acétates et propionates.

Ce procédé microbiologique en trois étapes peut être totalement opérationnel au sein d'un digesteur (CSTR) ou peut fonctionner séparément dans des digesteurs à phases, dans lesquels l'acidogenèse s'effectue dans les meilleures conditions; l'effluent étant par suite transféré dans un autre compartiment en vue de la méthanogenèse (Cohen 1980; Pipyn et Verstraete 1981). Dans la plupart des applications industrielles, c'est le système CSTR qui est utilisé. Une population mixte d'acidogènes et méthanogènes y est cependant présente, ce qui signifie que chacune des populations ne travaille pas dans les conditions optimales.

Il a été montré par de nombreux groupes de recherches, que les inter-actions entre les bactéries méthanogènes et les autres au cours de la digestion étaient importantes, et que des conditions diverses de croissance pouvaient affecter la production de biogaz. Ainsi lorsque la méthanogenèse est inhibée, une concentration forte en acides volatiles est observée dans les effluents de sortie (Sorensen *et al.* 1981, Ashley et Hurst 1981), les acides gras étant, l'acide acétique, propionique, butyrique et d'autres. Dans de nombreux cas cités dans la littérature, le déséquilibre de la digestion résulte d'une concentration trop élevée en acide propionique et d'un pH en-dessous du seuil acceptable. Le contrôle du pH est difficile à réaliser du fait de cette fabrication d'acides gras, c'est pourquoi le pilotage par le pH se révèle modérément efficace.

Une des voies pour piloter le processus microbiologique est de surveiller le taux de charge en matière organique dans le système (Cohen 1980). Des mesures de teneurs en acides gras dans des unités fonctionnant correctement, donnent des proportions variables d'acide acétique (selon les conditions spécifiques), et des valeurs faibles pour l'acide propionique. Il a par suite été montré que durant la phase d'inhibition, la teneur en acide propionique augmentait, laissant supposer ainsi un dérapage dans l'activité microbienne. Cohen (1980), travaillant sur la séparation physique des acidogènes et méthanogènes à l'aide de deux fermenteurs (chacun étant optimisé quant à son milieu), a montré qu'une surcharge au niveau du premier étage du digesteur impliquait une production importante de propionates et d'acétates. Bien que ces derniers disparaissaient avec l'arrêt du chargement, aucune évolution des propionates n'était observable. Dans certains cas, l'accumulation d'hydrogène a été remarquée lorsque l'inhibition concernait la phase méthanogène, et la proportion en acides gras augmentait aussi.

Comme cela peut être mis en évidence lors des réactions biochimiques, les modifications majeures affectent la filière hydrogène. Alors que l'hydrogène est généré avec

Copyrighted material

l'acide acétique au cours du processus normal de destruction du glucose, il est aussi consommé en vue de la production de l'acide propionique issu du glucose. L'accumulation de propionates ne correspond pas à une étape intermédiaire normale lors d'une digestion bien établie du glucose. Aussi, cette étape propionate mériterait d'être considérée comme une fonction "puits d'hydrogène".

La pression partielle (PH2) d'hydrogène exerce un contrôle significatif sur la population bactérienne et particulièrement sur les interactions liées aux processus de méthanogénèse. McCarty et Smith (1986), ainsi que d'autres, ont montré que la population microbienne ne semble pas utiliser efficacement l'acide propionique accumulé alors qu'elle consomme rapidement l'acide acétique. Ceci conduit à supposer que le contrôle d'un digesteur anaérobie devrait s'efforcer d'éviter la production d'acide propionique, en raison des changements microbiologiques et biochimiques que cette dernière entraîne. De plus, les réactions mentionnées précédemment impliquent que la conduite à suivre pour garantir un contrôle ou une stabilisation, est de réduire la charge en matière organique dès que l'accumulation d'acides propioniques est observée.

Le contrôle des processus

Plusieurs concepts de contrôle des systèmes sont connus et utilisés en particulier dans l'industrie chimique, tels que ceux décrits par McClain et Goswami (1979) (boucle fermée,contrôle des ratios). Il est nécessaire d'améliorer les systèmes de contrôle de la digestion anaérobie, ainsi que d'en développer de nouveaux intégrant les concepts déjà appliqués par d'autres industries.

Ce besoin a été merveilleusement illustré par la multitude d'occasions au cours desquelles le sujet a été abordé et discuté dans les divers symposia internationaux portant sur la digestion anaérobie(AD83, AD85, AD88). Un consensus fût obtenu sur le fait que le suivi du seul pH était insuffisant et que sa mesure était en tout cas peu fiable (Schaffer et Casciano 1979). Il faut en effet souligner qu'aucun système d'analyse et de contrôle n'est encore basé sur un lien direct avec les processus biochimiques propres à la microbiologie du système qu'est la digestion anaérobie. Ainsi, ce qui semble devoir répondre à une demande générale serait un système de contrôle plus proche de la biochimie du digesteur qui utiliserait une approche analytique fiable et les équipements correspondants.

Depuis 1985, les études portant sur l'efficacité de l'hydrogène et du CO pour piloter les systèmes ont été réalisées par Hickey et collègues (1988) pour les conditions de stabilité, pour la sensibilité aux surcharges en matière organique et en réponse aux chocs de toxicité ou d'inhibition induits par l'introduction de substances toxiques organiques et minérales. L'objectif le plus large à moyen terme viserait à constituer un référentiel pour assister le développement de stratégies de contrôle plus sensibles et plus efficaces minimisant le délai entre la détection du facteur responsable et l'apparition du disfonctionement réel. Ce système devant autoriser la mise en oeuvre de mesures conservatoires préventives et contribuer à éliminer ou soulager la sévérité du stress. Il a été montré que l'impact du produit toxique (ou de la surcharge en matière organique) sur le système pouvait être évalué à l'aide de paramètres simples (production de gaz, composition en méthane et gaz carbonique, présence d'acides gras et pH), permettant ainsi une comparaison des différents paramètres.

Copyrighted material

Une importante base de données sur la réponse des systèmes de digestion anaérobie des boues a ainsi été élaborée. Les résultats ont été publiés sur les effets liés aux substances toxiques quant à leur effet sur la génération d'hydrogène (Hickey *et al.* 1988). Les paramètres conventionnels mettent en évidence une déterioration continue des performances du procédé. Le rapport des acides gras à la matière sèche totale était le premier à signaler un dérapage possible. La production de biogaz, le ratio méthane sur CO^2 n'ont été en mesure d'indiquer le disfonctionnement que quelques jours plus tard. Les teneurs en CO et en hydrogène, cependant, ont montré une sensibilité rapide à la variation croissante du taux de charge. Une corrélation étroite entre le CO et l'acétate apparaît clairement à l'analyse des données. Il semble aussi qu'une corrélation entre l'hydrogène et la productivité en biogaz soit utilisable comme l'a suggéré Mosey (1983).

Pour résumer les efforts consacrés mondialement jusqu'à ce jour à ce sujet , le recours à des traceurs gazeux et aux acides gras peut contribuer à évaluer le métabolisme d'un système anaérobie. A la différence de l'échantillonage de la phase liquide, l'analyse des gaz permet des acquisitions de données en temps réel. Utilisant un plan expérimental à étage, la réponse des systèmes à des accidents de toxicité et à des variations de charges hydrauliques et organiques a été étudiée à l'aide de paramètres conventionnels caractérisant la stabilité des réactions. Sur la base de ces études, il semble que le pilotage à l'aide de l'hydrogène et du CO associé à celui des acides gras, peut conduire à une perception significative des mécanismes relatifs au métabolisme du processus anaérobie, et à la capacité de prévoir à temps l'arrivée d'accidents. La relation précise entre l'émission d'hydrogène et l'oxydation des acides gras reste à être élucidée, car cela est d'une grande importance pour le développement de systèmes de contrôle basés sur le pilotage à partir du suivi des teneurs en hydrogène, acétate et propionates.

Des expériences ont été conduites par Marchaim et Krause (1991) en vue d'analyser la possibilité de contrôler la digestion anaérobie par le suivi du ratio entre l'acide acétique et l'acide propionique. Dans l'expérience de Marchaim et Krause, le système était constitué d'un dispositif de régulation du pH (autour de 7). Des variations du taux de charge étaient réalisées par apport de glucose dans différents digesteurs en vue de comparer les ratios précités avec les valeurs obtenues sous l'effet de la surcharge.

Le fait que le ratio entre les acides propionique et acétique ait augmenté immédiatement après l'acroissement de la concentration en substrat et avant toute évolution de la composition du biogaz, suggère que ce ratio est bien un indicateur satisfaisant permettant, en temps réel, de mettre en évidence le début d'un excès de charge en matière organique.

Copyrighted material

CHAPITRE VIII

LE PREMIER PRODUIT ET SON UTILISATION

Le biogaz est une source d'énergie alternative

La proportion de méthane et de dioxyde de carbone dans le biogaz dépend du substrat et peut être approchée par l'équation de Symonds et Buswell. Des facteurs tels que la température, le pH et la pression peuvent influencer légèrement la composition du gaz.

La composition classique du gaz est de 55% en méthane et 45% en dioxyde de carbone pour les substrats carbohydratés, tandis qu'elle peut atteindre 75% de méthane pour les graisses.

Le méthane pur a un pouvoir calorifique de 9100 kcal/m^3 à 15,5°C et sous une atmosphère le pouvoir calorifique du biogaz varie de 4 800 à 6 900 kcal/m^3. En termes d'équivalence énergétique, 1,33 à 1,87 et 1,5 à 2,1 m3 de biogaz sont respectivement équivalents à un litre d'essence et de gas-oil. Le biogaz a approximativement une densité de 0,86 (air = 1,0) par rapport à l'air et une vitesse de flamme de 11,1, ce qui est lent et provoquera un phénomène de "décollement de flamme" dans les brûleurs non adaptés spécifiquement, c'est à dire une instabilité de la flamme causée par sa distance par rapport au brûleur (ESCAP 1980).

Utilisations domestiques

Les premières utilisations domestiques du biogaz sont la cuisson et l'éclairage. Comme le biogaz a des propriétés différentes des autres gaz plus classiques tels que le butane et le propane, et comme il n'est disponible qu'à de basses pressions, les appareils susceptibles d'en assurer une combustion efficiace nécessitent une étude spécifique. Pour éviter le phénomène de "décollement de flamme", le rapport entre la surface totale de combustion et la surface de l'orifice du gicleur doit être compris entre 225 et 300 pour 1 (FAO 1981). Les brûleurs Indiens les plus récents ont des rendements thermiques de 59 à 62% suivant la pression (Chan U Sam 1982).

L'éclairage peut être obtenu en utilisant un manchon à gaz ou par production d'électricité. Les rendements d'éclairage les plus élevés nécessitent des pressions de gaz de l'ordre de 40 cm, qui ne peuvent être obtenues qu'à partir de gazomètres à dôme fixe.

Les consommations de gaz mesurées respectivement pour la cuisson et l'éclairage sont de 0,34 à 0,41 m^3 par personne et par jour et 0,15 m^3 par heure pour une puissance d'éclairage équivalente à 100 bougies (NAS 1977). Une famille classique de 6 personnes utilise approximativement 2,9 m^3/jour de biogaz.

Copyrighted material

Utilisations agricoles et industrielles

Le biogaz peut être utilisé comme carburant dans les moteurs à poste fixe ou mobile, pour assurer la production d'énergie motrice, le pompage de l'eau, l'alimentation de machines (batteuses, moulins) ou la production d'électricité. Il peut alimenter aussi bien les moteurs à allumage qu'à compression (diesel). Le moteur à allumage est simplement modifié pour fonctionner au biogaz par l'utilisation d'un carburateur à gaz. L'allumage n'a pas à être modifié autrement que par des ajustements mineurs du cycle. Aux taux de compression standard, on observe une chute de la puissance. Des carburants complémentaires peuvent être utilisés avec le biogaz dans les moteurs à allumage.

Lorsque la production de biogaz est variable ou disponible en petite quantité, des moteurs dual-fuel ont été utilisés avec succès. Normalement les modifications sont simples. Le moteur est généralement démarré avec du gasoil puis le débit de biogaz est augmenté progressivement jusqu'à ce qu'il atteigne 80% du débit de fuel équivalent. Si la production de biogaz est interrompue, le fonctionnement normal est toujours assuré jusqu'à une alimentation 100% gasoil. Avec 80% de biogaz, les performances du moteur sont bonnes avec 20% de puissance en plus par rapport au gasoil seul (Sharma 1980).

Le rendement thermique normal de ces moteurs est voisin de 25 à 30% et ils consomment en moyenne 0,45 m^3 de biogaz par cheval.heure. Pour la conversion en électricité, la consommation est approximativement de 0,75 m^3/kilowatt.heure. Il y avait 301 petites unités de production d'énergie à partir du biogaz en Chine en 1979, avec une puissance installée de 1 500 KW pour la seule province de Sichuan. Un rapport récent décrit une unité de 9 000 kW alimentée au biogaz produit à partir de la digestion de matières de vidange (Office National de Développement du Biogaz 1982).

Etant donné le faible rendement thermique de ces moteurs, une grande partie de l'énergie du biogaz peut être récupérée au niveau du circuit de refroidissement et des gaz d'échappement. Cette énergie peut être utilisée pour chauffer le digesteur ou pour le chauffage de bâtiments d'élevage, de serres et d'habitations.

Un problème consécutif à l'utilisation du biogaz dans les moteurs à combustion interne concerne l'hydrogène sulfuré qui est corrosif. Cependant, des moteurs en Chine ont fonctionné pendant 5 ans sans problèmes de corrosion interne (Chan U Sam 1982). Généralement, la durée de vie espérée des moteurs va de 12 000 à 20 000 heures, en fonction de la vitesse et de la puissance du moteur (Picken et Soliman 1981).

Utilisation du biogaz pour les véhicules

Le biogaz est utilisable sans modifications pour beaucoup d'applications. Cependant, s'il est utilisé pour alimenter des véhicules, la présence de CO_2 est préjudiciable pour de multiples raisons. Elle diminue la puissance du moteur, prend de la place dans les bouteilles de stockage (réduisant d'autant le rang du véhicule) et peut poser des problèmes de congélation aux vannes et points de mesure où le gaz se décompresse pendant le fonctionnement, le remplissage des réservoirs, ou encore lors de la procédure de compression et de stockage. Tout ou la plus grande partie du CO_2 doit donc être éliminée du biogaz brut pour le préparer à une utilisation comme carburant pour les véhicules et ceci avant une

Copyrighted material

compression du gaz dans des bouteilles haute pression, qui seront transportées par le véhicule.

La méthode la plus simple et la moins coûteuse pour éliminer le CO_2 consiste à laver le gaz avec de l'eau sous pression. Ce procédé peut avantageusement être intégré avec la compression utilisant un compresseur à 3 ou 4 étages, et peut facilement être automatisé comme dans le cas de la ferme énergétique d'Invermay. Cette méthode de lavage du biogaz peut aboutir à du méthane pur à 100% : le système d'Invermay produit du méthane pur à 95% à partir d'un biogaz à 55% de méthane, ce qui est suffisamment pur pour un carburant destiné à un véhicule. Le lavage permet également l'élimination des sulfures corrosifs.

Il est avantageux de modifier les véhicules de telle sorte qu'ils puissent utiliser le méthane, mais puissent également recourir à un carburant conventionnel en dehors du périmètre des stations de remplissage. Des équipements étudiés pour utiliser alternativement les dérivés du pétrole et le gaz naturel dans les moteurs sont d'ores et déjà disponibles chez certains fabricants en Italie et au Etats Unis; ce type d'équipement peut être utilisé pour l'alimentation au méthane ou au biogaz. Comme le gaz naturel contient des alcanes de rang supérieur au méthane (éthane, propane, butane, etc...) qui lui confèrent un pouvoir calorifique supérieur, l'utilisation de conduites d'alimentation et d'injecteurs de diamètres supérieurs sera nécessaire. Ces modifications seront surtout importantes dans le cas d'un biogaz titrant moins de 100% de méthane. Si le gaz alimente le carburateur par l'intermédiaire d'une chambre et d'une conduite d'admission montés après le filtre à air, il est également essentiel que le piquage d'arrivée d'air soit d'une taille et d'une forme adéquate pour aspirer aussi le gaz par effet venturi.

Même lorque la modification est faite correctement, il y a toujours une perte de puissance par rapport au carburant initial lorsque le moteur est alimenté au méthane ou au biogaz et ceci à cause des compromis nécessaires au fonctionnement par des carburants interchangeables. Cette perte de puissance peut être compensée en augmentant le taux de compression du moteur pour tirer avantage de l'indice d'octane supérieur du méthane, mais dans ce cas le moteur ne pourra plus fonctionner avec le carburant initial.

L'épuration du biogaz

Le sulfure d'hydrogène (H_2S) est particulièrement agressif lorsque le biogaz est utilisé dans les moteurs à combustion interne. Ses réactions chimiques et celles de son produit de combustion, le dioxyde de soufre, conduisent à des phénomènes de corrosion et d'usure dans les moteurs. La seule solution pratique pour éliminer le sulfure d'hydrogène dans de petites unités consiste en une désulfurisation sèche utilisant des composés ferreux. Disponible localement, le minerai de fer est utilisable pour l'épuration dans les pays en développement. Ce paragraphe présente une description détaillée des critères de définition des chambres d'épuration. Il présente également les principales étapes de fabrication du support d'épuration ou absorbant.

Propriétés physiques et chimiques du sulfure d'hydrogène

L'hydrogène sulfuré est un gaz incolore très toxique. Il est inflammable et produit un mélange explosif avec l'air (oxygène). H_2S a une odeur caractéristique "d'oeuf pourri"

Copyrighted material

qui n'apparaît qu'à de faibles concentrations (0,05 à 500 ppm). Il est soluble dans l'eau, donnant lieu à un acide faible. L'un des produits de combustion de H_2S est le dioxyde de soufre, SO_2, qui rend les gaz de combustion très corrosifs (acide sulfurique) et préjudiciable à l'environnement (pluies acides). H_2S est très toxique (comparable au cyanure d'hydrogène), avec une teneur limite inférieure de 10 ppm. Une concentration de 1,2 à 2,8 mg H_2S par litre d'air (0,117%) tue instantanément, 0,6 mg H2S par litre d'air (0,05%) tue dans un délai de 30 minutes à une heure. H_2S change la pigmentation rouge du sang; la couleur du sang devient brune à olivâtre. Le transport de l'oxygène est inhibé. Le sujet suffoque "intérieurement". Les symptômes sont l'irritation des muqueuses (incluant les yeux), des nausées, vomissements, difficultés de respiration, cyanoses (coloration de la peau), délires et crampes, puis paralysie respiratoire et arrêt cardiaque. A des concentrations supérieures, paralysie respiratoire et arrêt cardiaque sont les seuls symptômes. Même si le sujet survie à l'empoisonnement, des dommages cérébraux et sur le système nerveux central subsistent à long terme.

Les origines du sulfure d'hydrogène dans les installations de biogaz

L'hydrogène sulfuré provient, dans les installations de biogaz, de la transformation des protéines contenant du soufre, issues elles même des plantes ou des déchets d'alimentation. Cependant, lorsque des fèces humains et animaux sont utilisés, les bactéries excrétées par les intestins sont les principales sources de protéines. Le soufre minéral, particulièrement les sulfates, peut aussi être convertis biochimiquement en sulfure d'hydrogène dans le réacteur de fermentation. Si le matériel végétal introduit peu d'H_2S dans le biogaz, les fientes de volailles en introduisent en moyenne plus de 0,5% en volume, les lisiers de bovins et de porcs environ 0,3% en volume. Les déchets riches en protéines (par exemple les mélasses, etc...)peuvent produire de grandes quantités d'hydrogène sulfuré (plus de 3% en volume). Les sulfates minéraux (provenant d'eaux de rinçage ou de dilution) produisent également des quantités non négligeables d'H_2S.

L'effet de H_2S sur les équipements de production et d'utilisation du biogaz

De l'H_2S dissout est présent dans les effluents de fermentation et s'il est dissout à de fortes concentrations, peut être toxique pour les bactéries. Il peut inhiber la production de biogaz et altérer sa composition. On peut remédier à cela en utilisant moins de matériaux riches en soufre ou en les diluant avec de l'eau. Dans des cas moins sérieux, on peut agiter vigoureusement le milieu ce qui conduit au dégazage de l'H_2S. La présence d'H_2S dans le biogaz le rend corrosif pour les métaux : les éléments en acier galvanisés sont sujets à des attaques de surface mais pas à une corrosion en profondeur. L'effet sur les métaux non-ferreux d'organes tels que les régulateurs de pression, les compteurs à gaz, les vannes et les raccords est beaucoup plus sérieux.

Le produit de combustion, SO_2, se combine avec la vapeur d'eau et corrode sérieusement la partie échappement des brûleurs, lampes à gaz et moteurs. Le biogaz brûlé dans les fourneaux et chaudières peut également provoquer des dommages dans les cheminées.

Copyrighted material

Moteurs

L'acide qui se forme, corrode les organes du moteur dans la chambre de combustion, la partie échappement, ainsi que divers paliers. Ce fait est aggravé par les démarrages fréquents, les durées de fonctionnement courtes et les températures relativement basses lors du démarrage et après l'arrêt du moteur. Le refroidissement à eau procure également l'élément nécessaire à la corrosion (eau pour la formation d'acide sulfurique). Le fonctionnement des moteurs avec du gaz contenant de l'H_2S peut réduire de 10 à 15% la durée de service avant la première révision générale. Le taux de sulfure dans le biogaz utilisé dans les moteurs réduit les durées d'espacement des vidanges et des révisions. Le SO_2 provenant de la combustion et la vapeur d'eau se condensent tous deux dans l'huile. L'huile devient acide et ses propriétés changent, diminuant son pouvoir de lubrification et parfois corrodant ses composés métalliques. En condition de fonctionnement continu, l'intervalle entre les vidanges est réduit à 200 de 250 heures. Si le biogaz est brûlé pour la cuisson et l'éclairage dans des locaux faiblement ventilés, les occupants seront incommodés par le SO_2 présent dans l'air. Les indices sont la toux, l'irritation des muqueuses, le larmoiement des yeux et la corrosion des surfaces métalliques.

L'odeur du biogaz

Une désulfuration adéquate du biogaz conduit à la perte de son odeur caractéristique. Ceci augmente le risque des fuites non localisées provenant des tuyauteries ou des équipements. SO_2 issu de la combustion pollue l'atmosphère en donnant des pluies acides. Même de faibles concentrations de SO_2 dans l'atmosphère sont préjudiciables aux plantes. Sa concentration dans les sols induit une lente acidification par perte du calcium. Ces effets sont négligeables lorsque le biogaz est utilisé en milieu rural dans les pays en développement, tant que de faibles quantités de biogaz sont produites.

La désulfuration du biogaz est nécessaire pour l'utiliser dans les moteurs. Dans certaines circonstances, il est avantageux de désulfurer pour le bien-être des personnes. La désulfuration est également requise lorsque le biogaz est produit à partir de matériaux riches en soufre. Lorsque les personnes ne peuvent être affectées, le désulfuration n'est pas obligatoire lorsque le biogaz est brûlé à l'air libre.

Détermination de la teneur en H_2S

La teneur en H_2S du gaz purifié peut être mesurée pour vérifier l'efficacité du procédé de désulfuration. Au laboratoire, la teneur en H_2S des gaz est communément mesurée par méthode iodométrique, en utilisant de l'acétate de cadmium. Toutefois, les techniques nécessaires sont trop compliquées pour être mises en oeuvre sur le terrain.

Une manière simple de déterminer la présence de H_2S dans le biogaz consiste en un test avec du papier indicateur à l'acétate : lorsqu'un papier imbibé de solution indicatrice d'acétate est maintenu dans le courant de gaz pendant un court instant, la présence d'H_2S colore le ruban en noir. La difficulté avec cette méthode vient de son extrême sensibilité, puisqu'une très faible quantité d'H_2S n'indique pas nécessairement une chute importante de l'efficacité de la désulfuration. Les installations de désulfuration simples peuvent toujours avoir des performances adéquates.

Copyrighted material

Une autre méthode de détection de l'H_2S consiste à utiliser une solution d'iode alcoolisée telle que celle proposée dans les trousses de première urgence. Une faible quantité de biogaz est introduite avec précaution dans la solution. Si il y a présence d'H_2S, la couleur brun rouge disparaît en laissant un trouble laiteux.

Le tube-test est une méthode simple et précise de détermination de la teneur en H_2S du biogaz. Des tubes adéquats sont disponibles pour mesurer les concentrations tant dans le biogaz brut qu'épuré. Cependant, l'appareillage de détection et les tubes tests individuels coûtent relativement chere. De plus, les tubes tests ne peuvent être conservés que pendant une durée limitée. Cette méthode est seulement envisageable dans les services régionaux de promotion du biogaz ou dans des organisations similaires. Les appareillages peuvent alors être utilisés pour donner des résultats empiriques sur les installations individuelles. La fréquence de renouvellement du matériau d'épuration peut ainsi être diminuée.

Jusqu'à présent, il n'existe pas de méthode simple et bon marché. Pour cette raison, un contrôle rigoureux des installations de désulfuration est hautement recommandé.

Méthodes d'élimination de H_2S dans le biogaz

Parmi les nombreux procédés traditionnels qui sont actuellement à l'usage pour la désulfuration à grande échelle des gaz, seul le procédé communément appelé "par voie sèche" est utilisable pour les petites installations de biogaz. La désulfuration du biogaz est basée sur la réaction chimique d'H_2S avec une substance adéquate telle que la chaux vive ou la chaux éteinte sous forme solide ou liquide. Les procédés utilisant la chaux vive ou éteinte n'ont pas été utilisés à grande échelle pendant très longtemps à cause des grandes quantités de résidus odorants difficiles à éliminer. Les concentrations importantes de CO_2 dans le biogaz rendent difficile l'élimination satisfaisante de H_2S : le CO_2 réagit également avec la chaux vive ou éteinte avec une vitesse supérieure. Le $Ca(HCO_3)_2$ formé réagit avec le $Ca(SH)_2$ qui se forme par réaction de H_2S avec $Ca(OH)_2$, provoquant une nouvelle formation de H_2S. Une installation de biogaz à grande échelle en Allemagne, avec co-génération d'électricité et de chaleur, a été récemment construite avec un épurateur à chaux, mais les résultats des tests à long terme ne sont pas encore disponibles. Tant que des gisements de chaux vive sont disponibles dans les pays concernés, ce procédé peut être pris en considération pour la désulfuration. Les appareillages utilisés pour l'utilisation de la chaux vive correspondent à ceux utilisés pour la désulfuration par des substances ferriques en termes de construction et de fonctionnement.

Les matériaux ferreux sous forme de sols naturels ou de certains minerais de fer sont souvent employés pour éliminer H_2S. Le matériau ferreux est placé dans une enceinte fermée étanche (en acier, briques ou béton). Le gaz à épurer traverse le matériau ferreux absorbant de bas en haut.

Le matériau absorbant doit contenir du fer sous forme d'oxydes ou d'hydroxydes. Ce procédé s'interrompt bien sûr au bout d'un certain temps. La plus grande partie du fer est restituée sous forme de sulfure.

Copyrighted material

Régénération

En effet, en traitant l'absorbant sulfuré avec l'oxygène de l'air, le fer peut revenir sous la forme active d'oxyde nécessaire à l'épuration du gaz. L'absorbant usagé peut ainsi être régénéré. Cette régénération ne peut se répéter indéfiniment. Après un certain temps, l'absorbant est enrobé par du soufre natif et ses pores sont bouchés.

Les absorbants dans les complexes de gaz de cokerie peuvent avoir une teneur en soufre de plus de 25% de leur masse originale.

Il y a 3 différents procédés de désulfuration par voie sèche :

- sans régénération : la chambre d'épuration consiste en une boîte carrée ou un cylindre. L'absorbant est placé à l'intérieur en couches intermédiaires sur des grilles (tamis) de façon à ce que leur épaisseur ne dépasse pas 20 à 30 cm. Le biogaz est introduit par le bas, traverse l'absorbant et est évacué par le haut de la chambre d'épuration, débarrassé de l'H_2S. La chambre est alors ouverte par le haut, les grilles garnies d'absorbant saturé sont enlevées et de l'absorbant frais est réparti sur les grilles. Après que l'air présent dans la chambre d'épuration eut été déplacé par le biogaz, l'alimentation de l'utilisation peut reprendre ;

- avec régénération : l'absorbant sulfuré et usagé peut aussi être régénéré en présence d'oxygène. Ceci peut être réalisé en évacuant l'absorbant usagé de la chambre et en l'exposant à l'air, ou en injectant de l'air directement dans la chambre d'épuration.

Comme la régénération à l'intérieur de la chambre nécessite certaines précautions pour éviter la formation de mélanges air-gaz d'indésirables et dangereux, entraînant l'utilisation de puissants ventilateurs, la régénération à l'extérieur de la chambre est généralement préférée. L'absorbant à régénérer est épandu sur le sol en couche la plus fine possible. Il est retourné de temps en temps avec une pelle. Après quelques jours, il est prêt pour une nouvelle utilisation. Ce processus de régénération peut être répété au maximum dix fois, après quoi l'absorbant est définitivement hors d'usage.

Epuration et régénération simultanées : la régénération simultanée au cours de l'absorption est un cas spécial. Ici, une faible quantité d'air est ajoutée au biogaz, ainsi formation du sulfure et régénération s'effectuent en même temps dans un même lieu. L'absorbant intervient en fait comme un catalyseur. Des équipements sophistiqués de mélange et de mesure sont requis pour ce procédé, ne permettant donc pas de l'envisager pour de petites installations pour biogaz.

En marge des absorbants traditionnels disponibles dans le commerce, certains substituts peuvent être utilisés. Différent sols tropicaux et subtropicaux contiennent suffisamment de fer sous forme adéquat pour être préparés afin d'obtenir les caractéristiques nécessaires pour l'épuration. Le matériau doit être meuble, poreux, humide et granuleux. Le sol brut doit être extrait et mélangé avec un structurant et de l'eau pour obtenir une texture homogène. L'utilisation de deux ou plusieurs chambres d'épuration en série, permet une production continue de gaz épuré avec une bonne capacité de traitement. L'absorbant usagé peut être éliminé proprement en le brûlant. Différents facteurs entrent en jeu pour le calcul

Copyrighted material

des capacités des chambres d'épuration. Une certaine vitesse de passage maximum ne doit pas être dépassée. Le volume de gaz à épurer par unité de temps détermine la section de passage de la chambre d'épuration. Le volume de la chambre et, par conséquent, la quantité d'absorbant détermine la durée de fonctionnement avant régénération ou échange de l'absorbant. Une procédure de calcul facilite la détermination des dimensions de l'unité de désulfuration.

Production et utilisation du biogaz en Chine

La production de gaz de tous les digesteurs domestiques en Chine totalise environ 2 milliards de m^3 par an. En Chine du sud, le rendement en gaz des digesteurs familiaux avoisine 300 m^3 par an (sur 8 mois). Dans le nord, le rendement est de 200 m^3 par an ou moins, en fonction de la température ambiante. La production de biogaz des installations RMP est souvent 10% supérieure, du fait de l'absorption de chaleur.

En Chine, le biogaz est utilisé par environ 25 millions de personnes pour la cuisson et l'éclairage pendant 8 à 10 mois par an. Beaucoup de ménages en milieu rural sont équipés conjointement d'un foyer biogaz et d'un foyer amélioré. Avec ce dernier, les paysans brûlent usuellement de la paille et du bois pendant les mois d'hiver pour la cuisine et le chauffage. Des foyers et des lampes biogaz améliorés et bon marché ont été développés et sont distribués à chaque propriétaire d'une installation biogaz. Le prix d'une lampe biogaz varie de 6 à 12 Yuan. Des lampes et des brûleurs sont adaptés aux basses pressions de l'ordre de 2 cm auxquelles fonctionnent les digesteurs RPM. Des brûleurs commerciaux et industriels sont également à l'étude en Chine. En outre, l'utilisation du biogaz est multiple: il y a environ 400 stations biogaz motorisées, avec une capacité totale de 5 800 CV, 800 station biogaz électrifiées, avec une capacité totale de 7 800 Kw, alimentant plus de 17 000 ménages. La Chine a une expérience certaine en matière de fonctionnement des moteurs diesel et essence au biogaz.

L'énergie nette obtenue sur les installations de digestion anaérobie représente la différence entre l'énergie totale produite par le procédé de digestion anaérobie (biogaz) et l'énergie consommée pendant le processus pour le maintenir en activité. Cette valeur est essentielle pour estimer la rentabilité.

L'énergie nette produite sur les installations de digestion anaérobie mésophile est un critère important pour mesurer leurs effets économiques. Dans son étude de cas sur 3 ans d'activité des installations biogaz de la Gold Star Dairy Farm et de la Nan-ge-zhuang Fisch Farm à Beijing, Wenxiu (1989) a analysé les facteurs qui influent sur la production d'énergie totale (production de biogaz) tels que le type de déchets, la technologie utilisée, et les moyens d'agitation. Il a étudié les facteurs de consommation d'énergie pour maintenir la digestion mésophile, tels que le réchauffage des déchets, les pertes thermiques des digesteurs et de leurs adductions, la consommation énergétique de différents appareils, principalement des pompes. A travers cette analyse des différents facteurs de consommation d'énergie, leur proportion peuvent être obtenus.

Copyrighted material

Utilisation du biogaz en Inde

Le biogaz est communément utilisé pour la cuisson et l'éclairage : il y a dans chaque Etat nombres d'entreprises qui produisent des foyers et des lampes. Sur certains sites du CPB et de l'IBP, le biogaz alimente des moteurs et des équipements agricoles. Seulement 3 entreprises en Inde produisent ou adaptent des moteurs diesel pour fonctionner au biogaz.

Les activités d'utilisation du biogaz ont progressé en Inde depuis la création du NPBD en 1981 et du DNES en 1982. Aujourd'hui, il est généralement admis par les riches fermiers qu'une installation biogaz est profitable. La première période fut menée avec certains problèmes, comme de convaincre les banquiers d'accorder des prêts et de mettre en place les structures organisationnelles, les systèmes de subvention, etc...

L'introduction de la technique du biogaz en milieu rural en Inde nécessite des améliorations techniques et des aides financières pour être menée avec succès. Les améliorations techniques pourraient être les suivantes :

(a) diminuer l'influence des basses températures sur la production de biogaz;
(b) mettre au point des équipements simples, bon marché et faciles d'emploi pour la collecte des déchets animaux;
(c) techniques opérationnelles de séchage et transport des effluents.

Au cours des phases initiales, le gouvernement devrait mettre des fonds en place pour faire face à ces vides opérationnels ainsi la technique pourrait être acceptée par les populations rurales, tandis que des efforts intensifs seraient déployés pour améliorer la technologie pour produire plus de gaz sans sophistication excessive.

Expérience d'une installation de biogaz à grande échelle à Hambran, Penjab

Pour économiser l'énergie, prévenir la déforestation, réduire l'érosion des sols et préserver la biomasse recyclable, pour produire plus de céréales, un programme étendu d'utilisation des énergies non conventionnelles a été mis en place par le Gouvernement de l'Inde. Un accent particulier a été mis sur le programme biogaz. Dans la première phase, l'accent était mis sur les installations biogaz de taille familiale, mais plus tard fût tourné vers les installations biogaz communautaires et institutionnelles pour produire du gaz de cuisson bon marché et moins nocif pour les populations rurales qui ne pouvaient disposer de leur propre installation parce que trop pauvres ou disposant de trop peu de déchets et de terres. Le Département des sources d'énergie non conventionnelles du Gouvernement indien mit à disposition une subvention de 10% pour la mise en place d'installation communautaires de biogaz. Il y avait 20 installations de biogaz communautaires en fonctionnement et d'autres en construction dans l'Etat du Penjab en 1988. En Inde, il y avait plus de 250 installations biogaz communautaires institutionnelles en fonctionnement. La production de biogaz en hiver, les opérations coûteuses de collectes des déchets animaux, les systèmes de manutention des déchets inadéquats et l'aide financière extérieure insuffisante sont quelques unes des contraintes de mise en oeuvre du programme.

Vyas et al. (1989) ont examiné un complexe biogaz collectif qui avait été installé dans le village d'Hambran, Penjab, pour étudier l'insertion de la technique du biogaz dans

Copyrighted material

les ménages ruraux. Le village comprend 293 ménages, avec une population humaine et animale de respectivement 1 711 et 1 400 sujets. Une surface de 936,4 ha était cultivée, par rapport à une surface totale de 1 136,6 ha avec une consommation de puissance motrice et d'électricité de respectivement 0,58 et 0,06 KW/ha, en plus de la traction animale. La principale occupation des ménages est l'agriculture. La famille moyenne a 5 membres. Les ménages utilisent des fèces bovins, du bois et des résidus de récolte comme énergie de cuisson. Le principal objectif de l'étude était de collecter des informations sur la faisabilité technique, sociale et économique de l'installation de biogaz collective.

L'installation comprend 4 digesteurs à dôme flottant, d'une capacité de production de gaz de 505 m^3/jour, ainsi que l'infrastructure nécessaire avec l'aire de stockage des fèces, la fosse de mélange, le dessableur, la tuyauterie d'alimentation, l'évacuation de l'effluent, le dispositif de recyclage de l'effluent, la pompe de relevage de l'effluent, le matériel pour le transport de l'effluent, les latrines, la centrale électrique, la centrale de ventilation et les lits de séchage. Le digesteur est construit avec une technique spéciale : fondation et fond doublement renforcé, murs de briques renforcés, suppression de la structure métallique avec une colonne centrale de guidage, pas de mur de séparation interne, 2 digesteurs-puits concentriques avec un rapport de diamètre de 1/8 entre l'intérieur et l'extérieur, rapport diamètre sur hauteur de 1/35, trois piquages d'évacuation par digesteur et tous les aménagements nécessaires à l'agitation et au chauffage. Le biogaz alimente les ménages à partir d'un réseau central. L'installation a été mise en service en 1986. La participation des gens aux travaux communautaires était le principal préalable au succès du programme dans son ensemble et nécessitait une planification rigoureuse à chaque étape. Une association des utilisateurs a été créée et enregistrée. Un comité de pilotage de 8 membres a été élu pour superviser la gestion journalière, avec l'aide de professeurs de l'Université.

Effet des variations de température sur la production de gaz

La variation de la température ambiante de 12,7 à 32,9°C pendant les années 1986/87 influençait la production de gaz. Le coefficient de corrélation entre le rendement en gaz par unité de matière à l'entrée et la température ambiante était de 0,92. La réduction de la production de gaz conduisait l'équipe de pilotage à réduire les horaires de distribution du gaz. L'alimentation en fèces par les utilisateurs est également très bien corrélée avec la température ambiante ($r=0,89$). Avec la chute de la température ambiante de 32,9°C en juillet à 12,7°C en janvier, les horaires de distribution du gaz furent réduits de 6,5 à 3,0 heures par jour et consécutivement l'alimentation en fèces subit une chute drastique de 39 à 18 quintaux de matière par jour. De la même façon, l'augmentation de la température ambiante à partir de janvier se traduisait par une augmentation conjuguée des horaires de distribution et de l'alimentation en fèces jusqu'aux valeurs précédentes. La réduction des horaires de distribution du gaz affecte sensiblement la marge brute de l'installation, puisque le prix facturé du gaz doit être réduit en proportion alors que les charges d'exploitation restent les mêmes.

Copyrighted material

CHAPITRE IX

LE SECOND PRODUIT ET SON UTILISATION

Effluents digérés : le profit caché

Les études d'évaluation économique ont montré l'intérêt d'utiliser les effluents après le processus de digestion anaérobie, en parallèle avec le biogaz. Marchaim *et al.* (1981 ab, 1983), ainsi que d'autres auteurs dans d'autres pays, ont décrit les principales utilisations des effluents digérés, avant et après séparation. L'importance économique des effluents digérés a grandi ces dernières années dans les pays en développement et ce concept est décrit dans de multiples publications en provenance de Chine, de l'Inde et d'autres pays. Les paragraphes qui suivent consistent en une étude non exhaustive des principales utilisations des effluents digérés et des principales recherches dans ce domaine, avec une attention particulière à l'économie de ces utilisations.

L'effluent évacué d'un digesteur contient 1 à 12% de matière solides qui consistent en matières organiques non digestibles, en cellules formées lors de la digestion et en minéraux. On peut utiliser séparément les fractions solide et liquide de l'effluent, le sécher, ou l'utiliser tel quel. Les composés qui favorisent les propriétés fertilisantes et restructurantes de l'effluent sont les éléments fertilisants solubles et les oligo-éléments, les insolubles et la matière organique présente dans la fraction solide (humus). La composition d'un matériel digéré donné est similaire en quantité, mais pas en qualité, à celle du matériel utilisé pour la digestion et doit être examinée par rapport à leur valeur et leur utilisation originelle. L'utilisation de déchets non digérés est très commune dans beaucoup de pays aussi leur valeur ne peut être ignorée (Vetter *et al.* 1988).

Utilisation de la biomasse sans digestion préalable

Il y a plusieurs voies d'utilisation des ressources en biomasse. La meilleure filière d'utilisation des déchets animaux consiste à produire de l'engrais, de l'amendement restructurant et/ou de l'énergie à partir d'une quantité donnée de biomasse. Les procédés décrits se développent peu à peu avec des résidus de récolte ou d'autres ressources en biomasse. Dans la plupart des cas, une attention particulière est portée à la teneur en azote qui est un élément important en termes de rendement des cultures.

La biomasse peut être utilisée de plusieurs façons:

a : combustion;
b : épandage de surface;
c : épandage et enfouissement;
d : compostage et épandage.

Copyrighted material

L'effet de ces différentes utilisations sur la teneur en azote est discuté ci-après;

Option a : la combustion est très commune dans les pays en développement et provoque la perte totale de l'azote à travers sa volatilisation et sa minéralisation. Le phosphore, le potassium et les oligo-éléments sont retrouvés dans les cendres. La biomasse est souvent brûlée dans les foyers trois pierres traditionnels qui ont un rendement de combustion de 10 à 15%. Récemment (spécialement en Inde et en Chine) un foyer amélioré a été utilisé avec un rendement qui peut atteindre 30%. La combustion détruit virtuellement la valeur fertilisante et le rendement énergétique est considérablement inférieur à celui obtenu à partir du biogaz produit avec la même quantité de biomasse. Cette utilisation de la biomasse répond avec accuité aux besoins énergétiques des populations, mais ignore les besoins en fertilisants.

Option b : l'épandage direct de la biomasse sur les champs est une pratique courante dans de nombreux pays (Vetter *et al.* 1988) et le devenir de l'azote dépend de la composition de la biomasse. L'azote est présent sous deux formes dans les déchets animaux : organique et ammoniacale. Dans la plupart des autres ressources en biomasse, il est présent en petite quantité sous la forme organique. La plupart de l'azote organique consiste en protéines et acides nucléiques, tandis que l'azote ammoniacal est présent sous ses formes ionique, NH_4, ou libre, NH_3. Pour les féces bovins frais, l'azote ammoniacal peut aller de 3% (Idnani et Varadardjan 1974), à 20% (Standart d'Hamilton 1980), et jusqu'à 40% (Hashimoto *et al.* 1981a). Les déchets d'élevage peuvent de la même façon aller de 24% (Hart 1963) à 37,6% (Jewell *et al.* 1976); pour les porcs, environ 18% (UNEP 1981); et pour les fientes de volaille 8%.

Lorsque la matière brute est épandue à la surface des champs, pratiquement tout l'azote ammoniacal est perdu par volatilisation. L'épandage direct sur les champs n'est pas une utilisation efficiente des ressources en biomasse.

Option c : l'enfouissement des déchets dans les champs évite les pertes d'ammoniaque par volatilisation et ainsi tout l'azote est conservé. Cependant, dans certaines conditions, des micro-organismes peuvent nitrifier l'ammoniaque libre en nitrite (NO_2) et nitrate (NO_3). Ces ions sont relativement solubles et peuvent être lixiviés. La mise en oeuvre de cette option est relativement consommatrice de temps de travail, spécialement lorsque la biomasse est du fumier qui est produit journellement et que son épandage n'est pas fréquent. Le stockage de la biomasse est nécessaire en hiver et une grande partie de l'azote peut être perdue à l'atmosphère si les conditions de stockage ne sont pas adéquates.

Option d : le compostage est une voie commune de recyclage de la biomasse, tant dans les pays en développement que dans les pays développés. La biomasse est amassée en tas (les résidus de récolte sont mélangés avec les déchets animaux) et laissée à décomposer en aérobie. Le tas est retourné occasionnellement pour améliorer l'aération. Le compost doit être stocké pendant une longue période avant d'être épandu sur les champs. La biomasse compostée est stable, particulièrement inoffensive à la mauipulation, réduite de volume et n'attire pas les mouches et autres insectes. Cependant, il y a une perte d'azote durant le compostage et le stockage. Les données sur les pertes d'azote mentionnées par Gunnerson et Stuckey (1986) sont données dans le tableau 9.1.

Copyrighted material

TABLEAU 9.1 : Pertes d'azote dues au compostage ou à la digestion

Pratiques d'épandage	Indice d'efficacité de l'azote (en pour-cent)
Déchets épandus et enfouis immédiatement	100
Effluents de digesteur introduits immédiatement dans l'eau d'irrigation	100
Effluents de digestion séchés, épandus et enfouis	85
Déchets entassés 2 jours avant épandage et enfouissement	80
Déchets entassés pendant 14 jours	55
Déchets entassés pendant 30 jours	50

Pour une utilisation optimale des déchets, il est très important de calculer la teneur exacte en nutriments. En conditions optimales, l'efficacité en azote des épandages de déchets de volailles ou de porcs peut atteindre 60 à 80% de celle d'une quantité équivalente d'engrais azotés commerciaux au cours de la première année. L'efficacité des déchets bovins est normalement voisine de 30 à 50%. Comme une partie de l'azote organique sera libérée au cours des années suivantes, l'efficacité azotée à long terme atteint pratiquement 90% de celle de l'azote non organique. Mais une attention particulière doit être portée aux problèmes d'hygiène et d'odeurs.

Utilisations de la biomasse après digestion anaérobie

La digestion anaérobie produit de l'énergie et des engrais, alors que les options a à d précédentes ne produisent que l'un d'entre eux. L'azote ne peut être perdu pendant la digestion anaérobie que par réduction des nitrates en azote gazeux et par volatilisation de l'ammoniac dans le biogaz. Etant donné le peu de nitrates dans les déchets, de telles pertes par réduction sont insignifiantes. Des pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac peuvent intervenir à partir des effluents, si ceux-ci ne sont pas manipulés correctement.

Comme la matière organique est dégradée pendant la digestion pour produire le biogaz, le pourcentage d'azote augmente dans les effluents, par rapport à la matière sèche. L'azote s'est conservée pendant la digestion anaérobie. Par exemple, une réduction de 23% de la matière sèche totale s'accompagne d'une augmentation similaire de la teneur en azote de la matière sèche résiduelle. Ceci peut donner l'illusion de "création" d'azote lorsqu'on ne considère que l'azote total Kjeldal (NTK). Jewell *et al.* (1976) trouvèrent que le NTK augmentait de 5,2 à 6,9% de la matière sèche pour les déchets d'élevage et Hart (1963) trouvait des augmentations de 3,7 à 3,9% de la matière sèche. Rajabapaiah *et al.* (1979)

Copyrighted material

effectuèrent un bilan matière détaillé sur un digesteur type KVIC et trouvèrent que l'azote était conservée.

La fraction ammoniacale du NTK dans les effluents de digestion a une influence importante sur leur valeur fertilisante puisque l'ammoniaque est la forme d'azote la plus directement assimilable par les plantes. Sous la forme organique, l'azote est libéré plus lentement et une partie peut ne pas être dégradée, le rendant indisponible pour les plantes. Avec les déchets animaux, l'azote ammoniacal augmente pendant la digestion : Jewell *et al.* (1976) trouvèrent que l'azote ammoniacal dans les fumiers passait de 37,6 à 44,6% du NTK pendant la digestion. De façon similaire, Hart (1963) trouva une augmentation de 24,0 à 49,0% pendant la digestion.

La composition chimique du matériau chargé dans un système de digestion méthanique thermophile et celle des effluents digérés obtenus à partir de cette installation continue sont présentées dans le Tableau 9.2. La perte en matière organique était supérieure à 25%.

TABLEAU 9.2 : Composition chimiques de la charge et des effluents digérés d'un système de fermentation méthanique dans un abattoir

	Charge entrant	Effluent digéré
PH	**6,32+0,38**	**7,40+0,21**
Matière sèche (%)	**15,44+2,04**	**11,28+1,51**
Cendres (%)	**1,96+0,53**	**1,76+0,27**
Ammoniaque (g/l)	**0,62+0,18**	**0,87+0,26**
Azote (g/l)	**2,70+0,35**	**1,95+0,27**
Phosphore (g/l)	**3,26+0,55**	**2,43+0,27**
Acides volatils (g/l)	**6,73+1,53**	**3,44+1,83**

* Moyenne de 12 à 15 analyses; des analyses étaient faites régulièrement toutes les 2 semaines (Marchaim *et al.* 1991)

Epandage de l'effluent

L'épandage direct du fumier sur les champs est la technique la plus commune pour son utilisation dans le monde. Il améliore l'état de surface, augmente la capacité de rétention en eau, réduit l'érosion éolienne, améliore l'aération, engendre le développement de microorganismes bénéfiques et maintien la fertilité du sol. La valeur économique du

Copyrighted material

fumier comme engrais est calculée à partir des teneurs en azote, phosphore et potassium assimilables et de son rôle d'amélioration du sol : les mêmes critères sont appliqués à l'effluent provenant d'une installation biogaz.

Le fumier contient beaucoup de sels qui sont inclus dans la ration des animaux ou consommé avec l'eau de boisson. Un épandage important de fumier peut augmenter l'accumulation de sels solubles dans le sol (salinité), spécialement dans les zones arides, et ceux-ci peuvent être drainés à partir de la zone de développement racinaire. Plus la quantité de fumier épandue est importante, plus la quantité d'eau, sans laquelle la salinité du sol ne peut être suffisante pour inhiber la croissance des plantes et diminuer le rendement, nécessaire au drainage sera importante. Les sels sont de ce fait la principale limitation dans l'épandage du fumier sur les sols cultivés.

Pendant la digestion méthanique, les sels solubles sont dissous dans la solution acqueuse. On assiste alors à une éventuelle redistribution et seulement 30% de la solution se retrouve dans la fraction solide "bio-compost" après séparation. Ainsi, la fraction solide a une concentration en sels inférieure à la concentration initiale, le reste étant concentré dans la phase liquide.

Dans la plupart des pays où des installations biogaz ont été construites, l'effluent était utilisé comme fertilisant. L'utilisation de l'effluent a été étudiée à grande échelle par des instituts en République de Chine et ils trouvèrent des évolutions chimiques dans les substances organiques pendant la fermentation. Suivant les études dans la province de Sichuan (1979), la teneur en nutriments de l'effluent augmentait les rendements de 6 à 10%, indépendamment du type de sol; des résultats similaires ont été enregistrés par différents groupes dans d'autres parties du monde. Dans les expérimentations de longue durée, il a été démontré que les propriétés chimiques et physiques du sol étaient nettement améliorées après quelques années d'apport d'effluent de digestion, tandis que les rendements totaux de plusieurs cultures étaient augmentés de 11 à 20% par rapport aux témoins. Le groupe du NEFAH (Marchaim et Criden 1981, Marchaim 1983) ne trouva pas de différences significatives entre les traitements au compost et à l'effluent digéré, mais indiqua que ce dernier n'augmentait pas la salinité du sol et réduisait les effets résiduels à long terme.

La digestion suivie d'un séchage provoque la perte d'une grande partie de l'ammoniaque. Jewell *et al.* (1981) trouvèrent que 35% de l'azote ammoniacal étaient perdus pendant 72 jours de séchage (voir Tableau 9.3). La quantité d'azote ammoniacal perdue lors du séchage dépendra d'un certains nombre de facteurs tels que sa concentration dans l'effluent, le pH de la solution et la température de séchage. C'est également valable pour le séchage naturel.

Copyrighted material

TABLEAU 9.3 : Pertes d'ammoniac d'un effluent de digestion mésophile stocké (g/l)

Durée (jours)	Matière sèche	NH_4+	NH_3-
1	90,4	3,319	0,328
8	91,7	3,261	0,322
16	92,5	3,019	0,241
23	92,5	3,086	0,246
30	95,8	2,695	0,174
36	97,0	2,701	0,173
43	96,7	2,301	0,161
49	98,3	2,450	0,157
65	100,4	2,186	0,113
72	98,1	2,260	0,117

* Référence : Jewell *et al.* (1981)

L'analyse de l'effet bénéfique de la digestion anaérobie basée seulement sur l'azote tend à négliger l'humus, les micro-nutriments, les oligo-éléments et l'eau contenus dans l'effluent. En tenant compte de ces facteurs, la valeur d'un effluent digéré peut être considérablement supérieure à celle d'une analyse uniquement basée sur l'azote.

TABLEAU 9.4 : Quantités estimées de matériau ou engrais nécessaire à un apport de 1 kg d'azote sur une surface donnée de sol cultivé

Disponibilité en l'azote	Quantité nécessaire (kg)		
	100%	50%	25%
Phosphate d'ammonium	9		
Super-phosphate d'ammonium	33		
Sulfate d'ammonium	5		
Urée	2		
Fèces de bovins (frais)	345	690	1 380
Fèces de bovins (séchés à 20% du poids frais)	133	266	530
Effluent de digestion anaérobie de Fèces de bovins (humide)	676	1 350	2 700
Effluent de digestion anaérobie de Fèces de bovins (séchés à 10% du poids frais)	80	160	320

L'azote provenant des engrais minéraux est supposé être potentiellement disponible à 100% pour la plante. Pour les besoins de la comparaison, la disponibilité de l'azote dans les matières organiques est supposée varier de 25% (suivant Idneni et Varadarajan 1974) à 100%. Tant les engrais minéraux qu'organiques contiennent souvent d'autres nutriments que l'azote et les déchets organiques jouent un rôle important dans le conditionnement du sol.

Copyrighted material

Malgré leur importance pour un maintien durable de la fertilité et des possibilités de croissance des plantes, ces aspects ne sont pas présentés dans ce tableau, pour des raisons de simplicité. Les teneurs en azote des déchets sont basées sur les données de Rajabapaiah *et al.* (1979).

L'épandage d'effluents de digestion sur plusieurs années a conduit à une augmentation constante du rendement des cultures (Marchaim 1983 et autres). Ceci peut être dû à l'effet de la restitution lente des composés azotés et à l'amélioration de la structure du sol. Afin d'utiliser des formes de phosphore peu concentrées, un nouveau type d'engrais, l'effluent de digestion phospho-humifié, a été développé en Chine. Il est fabriqué en mélangeant de la poudre de phosphore à l'effluent dans un rapport de 10/1 à 20/1 et en compostant le tout pendant 1 à 3 mois. Dans des sols carencés en phosphore, l'utilisation de ce matériau peut accroître les rendements de plus de 20%.

La composition classique d'effluents de digestion anaérobie est donnée dans le Tableau 9.6. On peut noter que les 3 éléments fertilisants: azote, phosphore et potassium sont chacun présents à des teneurs de 1 à 1,5%.

TABLEAU 9.6 : Composition chimique des déchets organiques digérés (par rapport à la matière sèche)

	N %	P %	K %	Fe ppm	Mn ppm	Zn ppm	Cu ppm
Effluent liquide	**1,45**	**1,10**	**1,10**	**4 000**	**500**	**150**	**52**
Effluent séché au soleil	**1,60**	**1,40**	**1,20**	**4 200**	**550**	**150**	**52**
Fumier de ferme	**1,22**	**0,62**	**0,80**	**3 700**	**490**	**100**	**45**
Compost	**1,30**	**1,00**	**1,00**	**4 000**	**530**	**120**	**50**

Production d'algues

L'effluent de digestion a été incorporé dans un certain nombre de lagunes pour évaluer son effet sur la production d'algues. A Taïwan, Hong et al. (1979) faisaient croître l'algue bleue-verte Spirulina platensis dans l'effluent de digestion d'un lisier de porcs. Les algues étaient récoltées à la surface avec des filets et des productions de 7,3 et 9,7 g/m^3 (équivalent à 1,9 et 2,5 tonnes/ha/an) furent atteintes respectivement en hiver et en été. Les algues récoltées contenaient 57,5% de protéines.

La filtration, le stockage et le séchage des algues unicellulaires sont coûteux et nécessitent de grandes surfaces de terrain et de grands volumes d'eau. L'addition de coagulants chimiques, comme l'alumine, augmente les coûts et réduit l'acceptabilité des protéines séchées comme aliment du bétail. Boersma *et al.* (1981) ont conclu que la production d'algues à partir de lisier de porcs digéré n'était pas la meilleure utilisation de ces

Copyrighted material

effluents. Maramba (1978) relevait que le tourteau de soja est une source de protéines moins onéreuse. Ceci ne prend pas en compte le potentiel des algues comme source de produits phytosanitaires.

L'utilisation de la digestion anaérobie dans la production d'aliments du bétail

Il y a beaucoup de nutriments dans l'effluent de digestion anaérobie et il peut ne pas être utilisé uniquement pour améliorer la fertilité des sols, augmenter leur capacité, augmenter la production agricole, pour nourrir des poissons, des anguilles, des vers de terre et des porcs, mais également pour l'élevage des vers à soie et des poules pondeuses. L'utilisation de la fermentation méthanique dans les techniques d'élevage permet l'utilisation simultanée du biogaz et de l'effluent. Beaucoup de fermiers en Chine ont utilisé la technique du biogaz (Fang Xing et Xu Yiz Hong 1988) pour élever les vers à soie, ceux-ci nécessitant un chauffage et un éclairage appropriés. L'éclairage avec des lampes à biogaz permet aux cocons de se former 4 à 6 jours plus tôt, la qualité des cocons est bonne et le rendement du produit est augmenté de 30% par rapport à un système n'utilisant pas de lampes biogaz, toute chose égale par ailleurs (Ceteris Paribus).

Valeur nutritionnelle de l'effluent dans les régimes d'alimentation

Un intérêt et des efforts considérables ont été dirigés vers l'utilisation des déchets animaux dans l'alimentation. Les résultats des premières expériences ont été revues par Smith et Wheeler (1979) et suggéraient que les déchets pouvaient être réintroduits dans l'alimentation avec un certain impact nutritionnel et avec très peu d'effets néfastes sur la santé des animaux ou une certaine salubrité du produit d'alimentation.

Beaucoup d'études ont été faites pour évaluer la composition chimique de la biomasse résultant de la fermentation anaérobie thermophile de déchets bovins (Prior et Hashimoto 1981, Marchaim *et al.* 1981). A cause des coûts d'investissement élevés pour la construction de l'installation de fermentation, les analyses préliminaires montraient qu'un retour partiel de la biomasse en alimentation est essentiel à la rentabilité du procédé de fermentation (Hashimoto et Chen 1981). Alors que la recherche a démontré que les matières biologiques solides ont une valeur nutritionnelle pour l'alimentation des boeufs de boucherie, les données relatives à la quantité et la qualité des protéines, fibres, éléments minéraux et à l'énergie calorifique sont sujettes à un grand nombre d'interprétations.

Les minéraux totaux et l'azote total (N) dans la matière première et l'effluent ne varient pas significativement lors de la fermentation. Cependant, la proportion de N total sous forme de N ammoniacal augmente sensiblement de 27 à 48% (Prior et Hashimoto 1981). En considérant que tout l'azote non-ammoniacal est sous la forme de protéines, la teneur en protéines est enrichie d'environ 25 à 32% (par rapport à la matière sèche) au cours du processus de fermentation et ceci sur la base de la composition en aminoacides de la matière première et de l'effluent. La teneur en aminoacides de la matière sèche est pratiquement doublée. Par conséquent, le processus de fermentation enrichit la matière sèche en protéines. Si tout l'azote de l'effluent pouvait être reconverti et utilisé comme complément alimentaire, celui-ci aurait une haute teneur en protéines; cependant, rendre tout l'azote de l'effluent disponible est difficile à cause de la division des cellules bactériennes et de la solubilité de l'azote ammoniacal.

Copyrighted material

Normalement, lorsqu'un effluent est centrifugé, plus de la moitié des aminoacides est perdue dans le surnageant. Ceci représente certainement les protéines bactériennes (cellules intactes, etc...), qui seraient une fraction plus digestible que les aminoacides qui sont contenus dans la fraction solide plus lignifiée extraite lors de la séparation solide/liquide. Lors de la centrifugation ou du pressage, la plupart de l'azote ammoniacal est perdu dans la fraction liquide. L'azote ammoniacal représente sensiblement 48% de l'azote total dans l'effluent. Ce niveau d'ammoniaque dans les effluents ne devrait pas présenter de problème comme supplément azoté dans les rations des ruminants.

La technique de ré-alimentation des bovins, des porcs et des volailles avec des déchets animaux digérés a été démontrée comme étant une utilisation potentielle de l'effluent produit. Lorsque des matières organiques sont digérées en anaérobiose, une portion significative est réduite en ammoniaque, dont une partie est assimilée par la flore bactérienne et convertie en aminoacides. Avec des déchets de bovins, des augmentations de l'ordre de 230% de la teneur en aminoacides totaux ont été mesurées après digestion (Tableau 9.7). De plus, des quantités considérables de vitamines B12 sont synthétisées pendant la digestion et les résultats préliminaires des travaux faits à la Maya Farms (Maramba 1978) indiquent des concentrations supérieures à 3 000 mg B12 par kg d'effluent sec. En comparaison, les principales sources de vitamine B12 dans les aliments du bétail, les farines de poisson et d'os, en contiennent respectivement 200 et 100 mg/kg. Les effluents digérés ont donc un certain potentiel comme complément d'alimentation du bétail et, étant donné le prix élevé de ce type de complément (200 $/tonne pour la farine de graine de coton), peut améliorer la rentabilité financière des installations de biogaz.

Copyrighted material

TABLEAU 9.7 : Comparaison de la composition en aminoacides des déchets de bovins, de la biomasse fermentaire centrifugée et séchée, de la matière première de fermentation et de l'effluent

Types	Déchets bovins	Biomasse centrifugée	Matière première	Effluent
Acide aspartique	9,3	12,3	12,7	24,8
Acide glutamique	18,4	20,9	24,6	45,4
Alanine	13,1	8,2	20,7	16,3
Glycine	6,2	7,6	15,2	13,8
Sérine	3,7	4,3	4,8	8,3
Proline	5,6	6,9	6,7	11,4
Tyrosine	3,2	2,8	3,3	7,9
Phénylalanine	5,0	5,3	6,2	12,6
Thréonine	4,3	5,7	6,2	10,9
Méthionine	3,3	1,5	2,6	4,9
Valine	6,1	6,8	7,6	15,3
Leucine	8,9	11,0	11,1	21,2
Isoleucine	5,0	6,2	6,3	13,7
Lysine	5,4	6,2	7,7	14,8
Histidine	1,7	2,4	2,7	4,4
Arginine	2,7	5,3	4,4	9,6
Total aminoacides	102,0	113,4	142,8	235,3

Note : résultats, exprimés en mg d'aminoacide par g de matière sèche, obtenus après hydrolyse acide de 72 heures sous reflux. Les valeurs représentent la moyenne de 3 déterminations sur chaque matériau sur 2 semaines. Référence : Prior et Hashimoto (1981).

Copyrighted material

A la ferme de Maya aux Philippines (Judan 1981), la fraction solide est récupérée dans des décanteurs et séchée au soleil. L'aliment produit à partir des effluents représente 10 à 15% de l'alimentation totale des porcs et des bovins et 50% de celle des canards. A cette concentration, il a été trouvé que les gains de poids pour les porcs étaient supérieurs à ceux d'un groupe témoin (Maramba 1978). Alviar et al. (1980) ont également trouvé que l'effluent séché pouvait être substitué dans l'aliment des bovins avec des gains de poids satisfaisants et des économies d'aliments concentrés de 50%.

L'énergie contenue dans la matière sèche ne diffère pas significativement entre la matière première et l'effluent, mais l'énergie disponible est inférieure dans l'effluent. Les acides gras volatiles sont des sources d'énergie primaires pour les ruminants: ils diminuent de 9-10% à 3-4% pendant la digestion anaérobie. La raison en est que le processus convertit l'énergie disponible en gaz. Ainsi les effluents, en dépit des débris de cellules bactériennes, ont une valeur alimentaire énergétiquement inférieure, mais favorisent et stimulent la rumination.

Les minéraux contenus dans la matière sèche restent également constants au cours du processus de fermentation mais leur concentration est augmentée du fait des pertes de matières sèches. Les facteurs influençant la teneur en éléments minéraux des déchets sont la provenance et la quantité de compléments minéraux utilisés dans l'alimentation. La forte teneur en minéraux du gâteau de centrifugation séché et la forte teneur correspondante en silice sont d'un intérêt particulier. La silice ($SiSO_4$) est un facteur important de digestibilité, présent dans la plupart des fourrages. La silice métabolisée par les plantes provoque une chute de 3 unités de digestibilité par unité de silice. Lorsqu'il y a présence de sable ou de terre, un facteur de 1,4 unité de digestibilité par unité de silice est applicable. Il est bien connu que la silice présente dans les effluents de digesteur résulte, pour une bonne part, d'une contamination par des matières solides, spécialement lorsque les déchets proviennent d'élevage mal entretenus.

Prior *et al.* (1981) considèrent que l'utilisation de la biomasse de fermentation dans l'alimentation du bétail apparaît comme viable, dès lors que certains problèmes techniques sont résolus. La biomasse centrifugée et séchée peut être donnée comme aliment à hauteur de 10% de l'alimentation sans affecter le marché des aliments traditionnels. L'inconvénient réside dans les quantités considérables de nutriments perdues au cours de la centrifugation, tandis que les coûts d'investissement et les coûts énergétiques des systèmes de centrifugation et de séchage sont très élevés. Si l'élimination du séchage permettait de récupérer de l'azote additionnel, le stockage de la matière centrifugée humide serait un problème, surtout durant les saisons extrêmes. L'incorporation de la totalité de l'effluent du digesteur dans la ration à l'avantage de conserver une forte proportion des nutriments, mais la quantité d'eau dans l'effluent limite la quantité qui peut être incorporée. Les effets majeurs qui ont été observés lors de l'alimentation directe avec les effluents sont une chute apparente de la digestibilité de la matière sèche, de l'azote, des matières minérales (pour les moutons) et une chute de la concentration d'acides gras volatiles pour les bovins (Prior *et al.* 1981).

Des essais d'alimentation ont également été conduits par la Pacific Gas and Electric et la Southern California Gas Company (1981). Leur unité pilote biogaz près de Brawley, Californie, assurait la production d'effluents et les essais étaient conduits à El Centro, Californie. Ils trouvèrent qu'il n'y avait pas de réduction apparente de l'appétit et

Copyrighted material

de la consommation pour les bovins, mais à 10 à 12% des rations, l'addition des centrifugeats avaient un effet très prononcé sur les performances des bovins. Tant au niveau des lots d'essais en phase de recherche qu'en phase d'application, la consommation d'aliment augmentait, le gain de poids diminuait, le taux de conversion de l'aliment diminuait et les boeufs n'atteignaient pas le degré de finition à l'abattage de ceux qui n'étaient pas alimentés par de l'effluent. A ces concentrations, les effluents apparaissaient comme un apport énergétique négatif nécessitant une certaine énergie du système digestif pour assurer leur transit. Le taux élevé de matière minérale était le principal obstacle pour les effluents, car il dilue l'énergie dans la ration et nécessite une énergie additionnelle pour le transit de la silice.

A cause de la faible efficience et des coûts élevés d'investissement et d'exploitation associés à la centrifugation (Hashimoto et Chen 1981), d'autres méthodes de récupération des nutriments de l'effluent ont été expérimentées. Des études ont été entreprises, dans lesquelles l'effluent était mélangé directement avec du grain. Les avantages de cette pratique sont l'utilisation de 100% de l'effluent et la conservation de l'ammoniaque dans l'aliment. L'inconvénient est une humidité élevée de l'aliment, qui peut réduire la durée de conservation et la consommation. Tandis que Prior et Hashimoto (1981) trouvaient des effets négatifs, Marchaim *et al.* (1981), en utilisant un effluent du procédé "NEFAH" qui est plus chargé en matières sèches (plus de 12%), trouvaient que 25% de la matière sèche totale dans la ration de génisses Holstein pouvait être remplacée, en conservant des performances normales (Marchaim 1983). Des essais avec des veaux d'engraissement furent poursuivis en Israël et démontrèrent des économies de 20 à 30% (ibid.). Ceci peut être réalisé en présence d'une source bon marché d'énergie nécessaire au métabolisme (par exemple du son) : quand le grain doit remplacer l'énergie perdue, l'économie est moindre. Cet aspect était plus prononcé lorsque des boeufs de boucherie étaient alimentés avec plus de 25% en matière sèche d'effluent de digesteur et gagnaient un peu moins de poids (ibid.). La principale raison de ce résultat est probablement la période d'adaptation des bovins à l'aliment, qui influence les performances.

D'autre part, il a été trouvé qu'un an après l'arrêt de l'alimentation à partir d'effluent que les 30 veaux avaient consommé pendant 14 mois, ceux ci produisaient significativement plus de lait que les 30 veaux du témoin. Ceci a été suivi au cours des 2 premières périodes de lactation: aucune explication du phénomène n'a été donnée.

Pour résoudre le principal problème, le déficit en énergie métabolique dans l'effluent, une tentative de régénération de l'énergie par photosynthèse sur la fraction fibreuse séparée, le "cabutz".

Alimentation des poissons avec des effluents bovins digérés

Lorsque des effluents de digesteur sont utilisés dans des bassins, les nutriments stimulent la croissance du phytoplancton (algues) et du zoo-plancton (daphnies et crustacés) qui sont consommés par les poissons. Alviar *et al.* (1980) testèrent la croissance des poissons dans une ferme intégrée au Philippines. Le rendement moyen du Tilapia nilotica était de 25 kg/m^2 chaque 2 mois (19 tonnes/ha/an).

Copyrighted material

En Chine du sud, la pisciculture est très répandue. Normalement, les poissons sont nourris avec des boulettes de son. Ces dernières années, des effluents de digesteur ont été utilisés comme complément, augmentant la production de poissons et réduisant les coûts d'alimentation (National Office for Biogas 1982).

L'utilisation de fumier non traité pour alimenter les poissons a été d'un usage fréquent dans l'est depuis plusieurs années. L'utilisation du fumier de bovins pour enrichir les bassins de pisciculture est cependant peu commun (Hepher et Schroeder 1977). C'est certainement parce que leur élevage est du type extensif, tandis que les porcs et les volailles qui sont élevés en nombre supérieur, sont maintenus dans des élevages associés avec la pisciculture favorisant ainsi l'utilisation du fumier pour alimenter les poissons. Des études sur l'utilisation de engrais organiques en aquaculture ont été menées en Israël (Moav *et al.* 1977; Rappaport et Sarig 1980) et aux Etats Unis (Buck *et al.* 1978). L'effet des déchets liquides sur la croissance en polyculture de diverses variétés de poissons a été étudié en Israël par Moav *et al.* (1977).

Des effluents de digestion anaérobies de déchets bovins (mésophile) ont été utilisés dans les bassins de pisciculture en 1976 (Schroeder *et al.* 1976; Marchaim et Criden 1981). Ces expériences étaient conduites en polyculture, avec des carpes communes, des tilapias et des carpes argentées. Les bassins étaient divisés en 3 groupes, suivant différents traitements: le premier groupe était alimenté par des boulettes; le second groupe par des déchets bovins liquides; et le troisième par des déchets bovins digérés. Le tilapia croissait avec le même taux dans tous 3 groupes, tandis que la carpe alimentée avec des boulettes croissait plus vite que dans les 2 autres groupes. Les chercheurs n'expliquèrent pas l'effet de l'effluent sur chaque espèce dans cette expérience, même si celle-ci indique que le tilapia est probablement une des espèces les plus aptes à être alimentées par des effluents.

L'oxygène dissous était également mesuré tôt le matin et variait entre 1 et 8 ppm, restant supérieur à 3 ppm 80% du temps. Aucune corrélation ne fut trouvée entre le type d'alimentation et l'oxygène dissous. Des essais de production primaire ont été conduits pour estimer les effets des matières organiques sur le rendement de croissance des poissons. Le taux de photosynthèse était seulement un peu supérieur dans les bassins fertilisés avec des déchets à ceux fertilisés avec des produits chimiques. Dans les bassins alimentés en effluent, une proportion supérieure de zoo-plancton a été détectée dans le plancton total.

Le résultat des 3 campagnes d'expérimentation a été que les effluents digérés pouvaient être utilisés dans les bassins de pisciculture, économisant ainsi 50% des boulettes utilisées avec une influence considérable sur l'économie de la pisciculture. Quelques autres expériences ont été conduites par le groupe "NEFAH" dans des kibboutz aquacoles en utilisant différentes compositions d'effluents et de rations. Dans les laboratoires de Migal, les taux de croissance des tilapia ont été examinés par Degani *et al.* (1982) avec : (a) ration de boulettes riches en protéines; (b) 50% de boulettes pauvres en protéines (21%) + 50% d'effluent humide non traité; (c) 50% de boulettes pauvres en protéines + 50% d'effluent séché au soleil (en poids sec).

Les résultats de cette étude montrent que l'effluent digéré peut remplacer 50% de l'alimentation dans les bassins, mais que les différents types d'effluents ne sont pas égaux dans leurs effets. Dans une étude de l'influence de la fraction liquide de l'effluent digéré sur

Copyrighted material

la culture des tilapias, il a été démontré que le faible taux de glucides était comblé par des algues, pour équilibrer le rapport énergie métabolique/protéines dans la ration. Il a été trouvé que la fraction liquide de l'effluent doit avoir une importance pour augmenter le niveau d'oxygène et améliorer la production primaire et la concentration en vitamine A.

Marchaim *et al.* (1983) montrèrent qu'en pisciculture, substituer 25% de l'aliment avec des déchets de bovins donne la même production qu'avec une alimentation normale. Dans les bassins intensifs (22 000 à 30 000 poissons de 350 g/ha) le taux de croissance des carpes était bien supérieur dans les bassins alimentés par de l'aliment substitué à 30% par la fraction liquide de l'effluent tamisé à travers un tamis vibreur, que dans les bassins témoins.

Fang Xing et Xu Yiz Hong (1988) montrèrent que l'effluent utilisé en bassins de pisciculture peut être utilisé pour nourrir le plancton consommé par les poissons avec de bons résultats. La voie chinoise consiste à épandre l'effluent dans les bassins au taux de 400 kg/ha tous les 3 jours. Avec ce mode opératoire, l'alimentation des poissons avec l'effluent est meilleure. Il procure 5 avantages :

(1) Il y a beaucoup de nutriments dans les effluents. Ils peuvent alimenter le plancton qui est consommé par les poissons;

(2) Il a été fermenté complètement et ainsi il ne peut consommer d'oxygène et ne réduit pas la qualité de l'eau;

(3) Il change la couleur de l'eau qui devient jaunâtre, favorisant l'absorption du rayonnement solaire. La température de l'eau est augmentée, ce qui améliore la croissance des poissons;

(4) Après fermentation anaérobie, les bactéries et oeufs de parasites sont détruits dans l'effluent, ce qui réduit le parasitage des poissons;

(5) Le pH de l'effluent est neutre, améliorant la croissance des poissons.

L'effluent utilisé comme substrat pour la croissance des plantes et des cultures

Il est très connu qu'un milieu de culture pour l'horticulture et les champignons est amélioré quand des matières organiques y sont incluses. Le composant organique le plus utilisé est la tourbe (Chen *et al.* 1984) qui peut aussi servir comme seul composant des milieux de culture. L'utilisation de la tourbe s'accompagne cependant de quelques problèmes :

(1) Le prix de la tourbe horticole est élevé et son transfert maritime sur de longues distances augmente considérablement son coût;

(2) Les ressources en tourbe dans le monde sont limitées et non renouvelables;

Copyrighted material

(3) Dans certains cas, la tourbe stérilisée sert de milieu enrichi pour diverses variétés de champignons phyto-pathogènes, comme le Pitum. Il apparait donc que trouver un substitut de la tourbe est une tâche importante pour les spécialistes du sol et les horticulteurs.

Les effluents digérés liquides, qui inhibent complètement la germination des graines, ne sont pas considérés comme un milieu de culture utilisable. Les expériences ont donc été conduites à partir d'effluents de digestion thermophile, après tamisage à travers un tamis vibrant et en utilisant la fraction fibreuse (appelée "Cabutz"), après percolation de l'eau pour en réduire la salinité.

Raviv *et al.* (1983) en testant la croissance de plantations d'herbes sur 5 différents supports à travers la capacité de développement et la reprise au champs, montrèrent que le Cabutz donnait de meilleurs résultats que la tourbe et la laine de roche. Des résultats similaires ont été obtenus avec la plupart des plantes vertes (mais pas toutes) et le Cabutz est maintenant vendu comme substitut de la tourbe dans beaucoup de serres commerciales et de pépinières en Israël.

TABLEAU 9.8 : Comparaison physique du Cabutz et d'autres substrats

Type	Masse volumique (g/cm^3)	Volume des pores (vol%)	Capacité en air (vol%)	Capacité en eau (vol%)	Capacité d'échange (meq/100g
Cabutz	0.12 0.08-0.17	86-95	32-50	45-60	112
Sphaigne	0.07 0.04-0.085	95-97	15-40	55-62	100-140
Tourbe brune	0.16 0.13-0.18	88-92	7-12	76-85	110-160
Sable grossier	1.26	51	25	26	0-2
Limon	1.09	58	18	40	2-6
Argile lourde	1.01	61	19	42	80-100

Les compositions chimiques du Cabutz et de la tourbe finlandaise enrichie sont similaires, à la différence que le Cabutz n'est pas aussi stable que la tourbe et que des variations interviennent lors du stockage.

Un effluent de digestion thermophile criblé et séché dans l'installation de Kaplan Industries en Floride (construit par Hamilton Standard, Inc. du Connecticut) est également vendu comme support de culture pour les pépinières (Coe and Davenport 1981).

Les travaux intensifs sur les effluents de digestion thermophile ont conduit à mettre en évidence certaines caractéristiques spéciales obtenues au cours de la fermentation à 55°C. Ceci a été examiné par l'Institut Volcani en Israël. L'un des résultats obtenus avec

Copyrighted material

des cultures sur Cabutz montrait une croissance plus rapide des racines que sur les autres substrats; le Cabutz avait également un effet positif sur le taux de croissance des céréales et du blé.

Raviv, Chen, Perach et Geller (1982) ont examiné la possibilité d'obtenir des rendements plus élevés des cultures sur Cabutz sur la base des idées mentionnées précédemment ("Alimentation des poissons avec des effluents bovins digérés"). L'objectif était de récolter les parties aériennes après une courte période pour l'alimentation directe ou l'ensilage. La possibilité de re-semer sur le même substrat a également été examinée. En dépit d'un pourcentage de germination relativement bas, il apparaissait que, après la période de germination, une augmentation du poids de 80 $g/m^3/j$ était obtenue sur les parties aériennes. A ce résultat, il faut ajouter le taux de croissance racinaire élevé qui est probablement le principal facteur contribuant au meilleur taux de croissance. Après 4 campagnes de culture céréalière sur le même Cabutz, un blé d'hiver a été cultivé. On estime que 10 à 20 kg/m^2 de matière sèche peuvent être récoltés en un an, mais ce rendement très élevé doit maintenant être confirmé en vraie grandeur. Il est également à noter que la fraction liquide peut être utilisée comme fertilisant et que la quantité d'eau nécessaire par tonne de poids sec récoltée est considérablement diminuée, ce qui nécessite un programme d'irrigation très contrôlé.

Les besoins en pesticides et herbicides étaient également très faibles puisque la plupart des parasites et des spores sont détruits au cours de la digestion thermophile (voir plus haut). Ce phénomène est d'une grande importance dans la culture des champignons. Des résultats des Laboratoires Migal en Israël (Levanon *et al.* 1983) montraient une augmentation de près de 20% des rendements des cultures de champignons sur Cabutz en remplacement du sol habituel, avec une accélération de la croissance pour les 3 premières coupes.

Utilisations en horticulture

Chen *et al.* (1984) ont décrit les principales caractéristiques physiques et chimiques du Cabutz, comparé à la tourbe de sphaigne. Les propriétés physiques majeures sont très semblables : la capacité de gonflement du Cabutz varie de 0,08 à 0,12 g/cm^3 comparée à 0,09 g/cm^3 pour la tourbe ; la densité des particules est la même (1,6 g/cm^3) ; la porosité du Cabutz est de 93 à 95% comparée à 95 à 97% pour la tourbe ; la conductivité hydraulique du Cabutz et de la tourbe sont respectivement de 120 à 150 cm/h et de 150 cm/h. Cependant, une différence notable du rapport eau/air doit être notée. L'une des plus importantes caractéristiques d'un substrat de culture est sa capacité à retenir et restituer de grandes quantités d'eau, tandis qu'en même temps il doit être structurellement adapté pour emmagasiner de grands volumes d'air. La capacité en air minimum dans la tourbe est voisine de 15% en volume, alors que l'optimum est voisin de 20 à 30%. Lorsque du Cabutz saturé est égoutté pendant 2 heures, le volume d'air obtenu est voisin de 32%, tandis qu'il n'atteint que 18% dans la tourbe. Après 24 heures d'égouttage, le volume d'air est respectivement de 43 et 24%. Le Cabutz est comparativement mieux aéré à cause de ses grosses particules. Consécutivement, il requiert une irrigation plus fréquente.

Les propriétés chimiques du Cabutz sont semblables à celles de la tourbe de sphaigne enrichie, à part les teneurs en N, P, K qui sont généralement plus élevées dans le

Copyrighted material

Cabutz. Des expérimentations avec des plantes sensibles cultivées sur Cabutz ont montré une réponse à la fertilisation par le fer (Raviv *et al.* 1983).

Expérimentations sur la croissance et le système racinaire

Des essais de culture de concombres sur différents supports de culture ont été conduits dans une pépinière en Israël. Le témoin était un support de culture standard constitué de 50% de tourbe de sphaigne (provenant de Finlande ou de Hollande) et 50% de perlite n°4 ou d'éléments fins (0 à 8 mm). Les substrats expérimentaux, après 3 heures d'égouttage, remplaçaient la tourbe. Chaque répétition comprenait 48 graines. L'essai était conduit en 6 blocs randomisés. L'irrigation par diffusion était appliquée 30 secondes par heure. Les plants étaient fertilisés, à partir de la levée, avec 3 l de solution Sheffer 737 (Israël Chemicals Ltd : mélange 7,3%N, 3,2%P_2O_5, 6,5% K_2O et oligo-éléments) par plateau et par jour. 20 jours après semis, les graines étaient récoltées et séchées à 65°C pendant une semaine.

La comparaison du Peatrum (matières stercoraires) avec le Cabutz et la tourbe pour la culture de concombres montrait que le taux de croissance racinaire était initialement similaires, mais le taux de croissance des plantes sur Peatrum était inférieur et il y avait un déséquilibre évident de l'alimentation en nutriments. L'effet bénéfique de la matière organique comme composant du substrat de croissance racinaire peut être partiellement expliqué par la présence de substances bénéfiques dans les produits de décomposition et à la présence d'acides humiques. Ces substances sont plus abondantes dans la tourbe et le Cabutz que dans le Peatrum, ce qui peut expliquer le plus faible taux de croissance par la suite. Le compostage génère probablement certaines de ces substances et une alimentation adéquate en nutriment (fer) doit être ajoutée. La tourbe a un taux de fibres supérieur au Cabutz et plus le taux de fibres est élevé, plus la durée de compostage requise est longue.

L'utilisation de Peatrum composté ou non comme support de culture dans les serres montre qu'il est de moindre qualité que le Cabutz, mais ceci peut résulter d'un compostage non adéquat et de certaines déficits en oxygène et azote.

Utilisation des effluents pour la culture des champignons

Des méthodes chimiques et physiques standards ont été définies par Levanon *et al.* (1984) pour analyser les substrats pour la culture des champignons. Ces paramètres ont été mis au point en fonction des conditions locales en Israël et elles permettent le développement d'un système de contrôle de qualité pour la production de supports de culture de champignons.

La plupart des supports pour la production de champignons sont des déchets ou des sous-produits organiques. Des sous-produits agricoles ainsi que des déchets industriels ou municipaux sont utilisés, la plupart du temps après compostage, pour produire des matières premières destinées à la production de champignons. Il y a un besoin de définir des paramètres chimiques et physiques standards qui permettent la production d'un substrat défini pour chaque variété de champignon dans chaque pays, à partir de déchets ou sous-produits locaux. La connaissance des besoins nutritionnels de chaque variété de champignon est d'une importance suprême. Dans la présente étude, des méthodes chimiques et physiques standards

Copyrighted material

ont été définies pour l'analyse des substrats de culture de champignons. L'utilisation de ces méthodes permet de changer la composition du substrat suivant les besoins du champignon cultivé aux stades importants de sa croissance. Ces paramètres permettent le développement de systèmes de contrôle de qualité pour la production de substrat de caractéristiques connues pour la culture de champignons.

Les paramètres chimiques et physiques de qualification des substrats (composts et autres) ont été sélectionnés après une série d'expériences. Ceux qui ont une importance critique aux différents stades de préparation du substrat et de croissance des champignons sont : matière organique, azote total et ammoniacal, protéines totales, lignine, cellulose et hémicellulose. Les paramètres physiques sont essentiels dans la qualification des substrats car leur principal rôle est de donner les meilleures conditions de développement. Les plus importants paramètres sont: conductivité électrique, masse volumique, densité, porosité et capacité de rétention de l'eau.

Une étude a été conduite sur la possibilité d'utiliser le Cabutz comme support de culture dans la production de champignons (Agaricus bisporus). Ces dernières années, la tourbe était utilisée comme principal composant du support de culture. Le support de culture doit remplir les conditions suivantes:

a) capacité de rétention en eau suffisante pour servir de réservoir d'eau;
b) bonne structure et porosité pour maintenir les échanges gazeux entre la surface du support et l'intérieur;
c) valeurs de pH comprises entre 7,3 et 7,8;
d) la présence d'ions solubles doit être réduite (conductivité électrique);
e) le support doit être exempt de parasites et de germes pathogènes et une pasteurisation est généralement recommandée (traitement thermique ou chimique).

Il y a certaines associations entre la microflore et le mycélium du champignon qui permettent la transition vers la formation des fruits. Ainsi la pasteurisation doit être limitée pour éviter l'élimination des microorganismes utiles (Hayes 1978; Levanon *et al.* 1983, 1984). Comme en horticulture, les ressources limitées en tourbe ont conduit à rechercher des matériaux alternatifs. Dans l'objectif de vérifier si le Cabutz peut servir comme matière première pour le support de culture, ses propriétés chimiques et physiques ont été comparées à celles de la tourbe (Tableau 9.9), avec des résultats similaires aux expériences décrites plus haut. Il y a une grande similitude des propriétés physiques (densité, masse volumique, capacité de rétention en eau et porosité) entre la tourbe et le Cabutz, excepté que la capacité de rétention en eau du Cabutz, calculée sur la base d'un matériau saturé, est plus élevée. En dépit de sa capacité en eau élevée, la structure physique du Cabutz (spécialement sa forte porosité) permet des taux d'aération élevés nécessaires à la croissance du mycélium et au développement des fruits.

Copyrighted material

TABLEAU 9.9 Propriétés chimiques et physiques comparées du cabutz et de la tourbe de sphaigne.

Paramètres	cabutz	tourbe
Conductivité électrique (mS/cm*)	1.2 - 1.4	1.3 - 1.7
pH*	8.1 - 8.3	3.3 - 3.7
Cendres (%)	12.0 - 14.0	4.0 - 4.5
Azote total (%)	1.9 - 2.1	0.4 - 0.6
Fraction soluble dans l'ether (%)	0.7 - 0.9	0.5 - 0.6
Phosphore (%)	0.7 - 0.8	0.02 - 0.03
Cellulose (%)	27.0 - 30.0	42.0 - 45.0
Lignine (%)	28.0 - 30.0	16.0 - 18.0
Densité spécifique (g/ml)	1.23 - 1.27	1.0 - 1.16
Poids volumique (g/ml)	0.10 - 0.11	0.05 - 0.06
Porosité (v/v) (%)	91.0 - 92.0	95.0 - 96.0
Capacité de rétention de l'eau à la saturation (% pondéral)	900.0 - 910.0	910.0 - 930.0
Capacité de rétention de l'eau à la saturation (g/ml) (%)	90.0 - 96.0	67.0 - 75.0

* Mesuré en conditions humides - les autres paramètres étant mesurés sur échantillons secs.

La composition chimique du Cabutz diffère de celle de la tourbe pour de nombreux paramètres. Le Cabutz est caractérisé par un pH, des teneurs en azote et phosphore supérieures. Le pH variant de 8.1 à 8.3 est proche de l'optimal requis pour les empotages, pour lesquels l'apport de chaux en vue d'élever le pH n'est plus nécessaire.

Sur un récent essai réalisé à l'échelle commerciale, nous avons obtenu un rendement supérieur (22 kg de champignons par m^2) avec le Cabutz utilisé comme support de culture. En tant que produit récupéré, le prix du Cabutz produit en quantités industrielles est toujours plus faible que celui des tourbes importées. Les avantages procurés par l'utilisation commerciale du Cabutz sont non seulement économiques mais aussi écologiques (recyclage des résidus agricoles et capacités de dépollution).

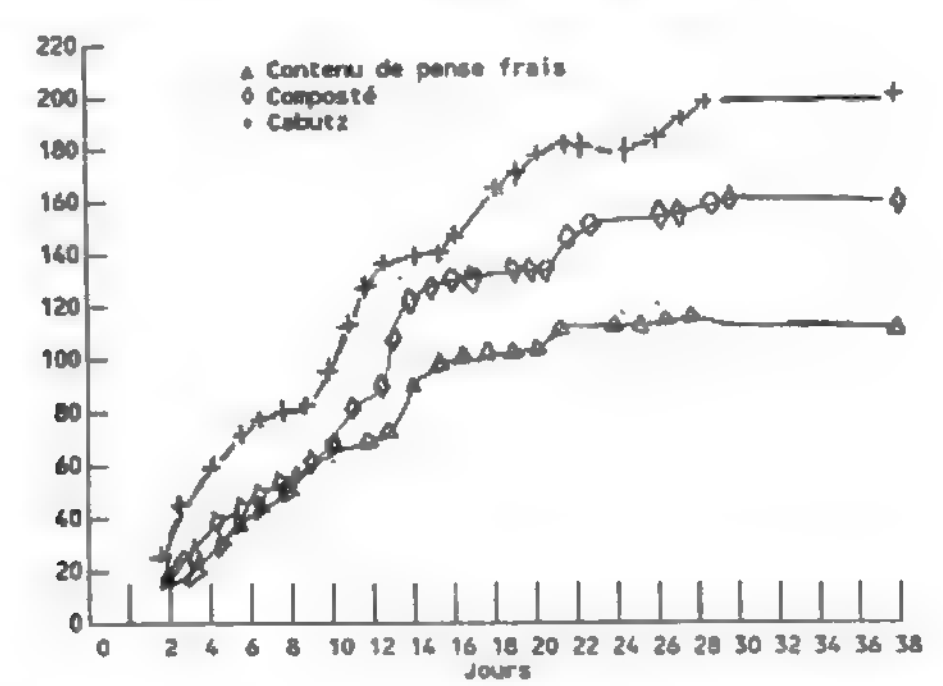


Figure 9.1 Rendement commercial en champignons cultivés sur des couches de 17 m^2 constituées respectivement de Cabutz, contenu de panse naturel et fermenté. Une seule expérimentation a été conduite en raison de contraintes commerciales.

Copyrighted material

Il a été démontré par Levanon *et al.* (1984) que les rendements en champignon en utilisant du Cabutz comme support de culture atteignaient ceux obtenus avec l'utilisation standard de tourbe, avec quelques rendements supérieurs au cours des 2 premières sorties de champignons. Les travaux de laboratoire ont été appliqués à l'échelle d'une ferme commerciale et de hauts rendements (2,5 kg champignons/m^2) ont été obtenus avec du Cabutz égoutté comme support de culture. Le bénéfice économique de l'utilisation du Cabutz est élevé et le principe est maintenant diffusé dans les champignonnières du nord d'Israël (Marchaim 1991).

Les champignons sont cultivés dans des chambres spéciales en atmosphère contrôlée (température et humidité) avec circulation d'air frais et contrôle de la concentration en dioxyde de carbone (par des capteurs Siemens IR). Chaque chambre dispose d'une surface de culture effective de 170 m^2 en 2 séries de cinq lits de culture l'une au-dessus de l'autre. Les essais étaient conduits dans 3 lits de 17 m^2 chacun, garnis de Peatrum composté ou non avec un témoin composé de 50% de tourbe et 50% de Cabutz, le mélange standard utilisé dans la ferme. Les lits ont été remplis de compost suivant le taux commercialement admis de 115 kg/m^2. Le compost provenait d'une installation commerciale proche. Les supports de cultures étaient traités par du formaldéhyde, le désinfectant couramment utilisé dans ces fermes (0,5 l de formaldéhyde (40%) dans 15 l d'eau pour un m^3 de support de culture). Le Peatrum frais était comparé au Peatrum composté et au support témoin. Le Peatrum était additionnellement lavé à l'eau jusqu'à une conductivité inférieure à 4 mohms et de l'argile était ajoutée conformément aux usages locaux. Tous ces traitements furent également effectués sur le support Cabutz/tourbe.

Les résultats d'utilisation du Peatrum comme support de culture pour les champignons furent encourageants en comparaison à ceux du Cabutz et de la tourbe (Fig. 9.1). Le matériau composté montrait des performances supérieures, mais les conditions environnementales de l'utilisation du Peatrum doivent être maintenant établies. Le Peatrum a également été testé frais et après 2 mois de compostage comme substitut du Cabutz. Le Peatrum était utilisé comme support de culture à 100%, tandis que le témoin était constitué de 50% de tourbe et 50% de Cabutz. Le Cabutz est probablement plus riche en nutriments utilisables et ses effets sur la morphogénèse du champignon sont meilleurs qu'avec le Peatrum à forte teneur en paille (Levanon 1988).

Le Peatrum frais a des qualités inférieures à celles du Cabutz comme support de culture, mais atteint des qualités similaires après 2 mois de compostage. De même, il est possible d'adapter les conditions d'utilisation du Peatrum comme support de culture sans perte de la qualité.

Procédés de compostage

Plusieurs voies de traitement des effluents ont été examinées par différents groupes, l'une d'entre elles consistant en la séparation sur tamis vibrant, comme décrit par Marchaim (1983) et le lavage à l'eau. La phase liquide est habituellement utilisée comme fertilisant liquide en irrigation, ou bien évacuée.

Dans le traitement anaérobie des déchets d'abattoirs, le matériau fibreux séparé, le Peatrum, est le résultat des précédents procédés et était utilisé la plupart du temps

Copyrighted material

immédiatement (Marchaim 1991). Le Peatrum était mélangé à la pelle tous les 2 à 3 jours pour accélérer le compostage en l'exposant au maximum à l'air. Des échantillons étaient prélevés pour analyse et test de croissance au cours du processus de compostage.

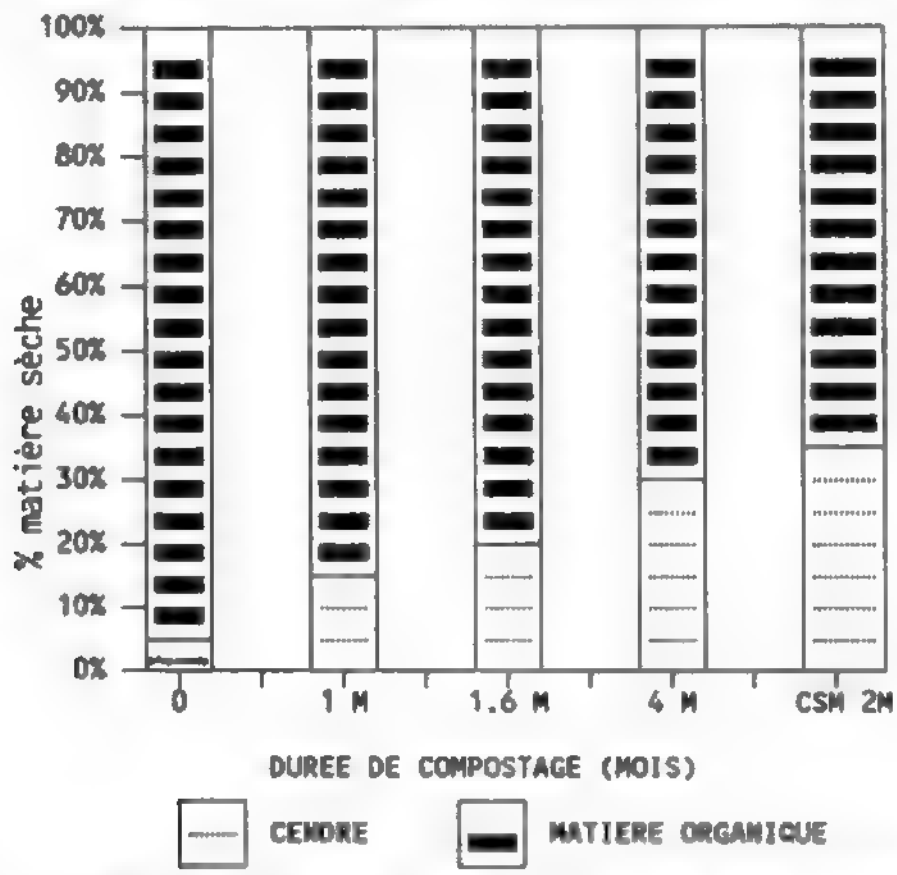


Figure 9.2 : Evolution des teneurs en matière organique et en minéraux des matières stercoraires d'un abattoir après digestion thermophile en fonction de la durée de compostage (Marchaim, 1991)

Le compostage est un procédé microbiologique, aérobie et exothermique de stabilisation des matières organiques en tas. Les microorganismes dans ce procédé proviennent de l'atmosphère, de l'eau et du sol ; c'est une population indigène mixte. Ces organismes proviennent de la microflore (bactéries, actinomycètes, champignons, algues) et de la micro-faune (protozoaires). Le contrôle des conditions environnementales est nécessaire au métabolisme microbien et l'objectif de la technique de compostage est d'optimiser et de maintenir ces conditions. Les conditions environnementales les plus importantes sont l'eau, l'oxygène, les nutriments, le pH, et la température.

L'eau : le métabolisme microbien nécessite des disponibilités en eau. Ainsi, théoriquement, l'humidité optimale de la matière organique est de 100 %, ce qui exclue les pertes d'eau au cours du processus de compostage. Dans le système triphasique (solide, liquide, gaz), la proportion de pores remplis de gaz et leur perméabilité et communication avec l'atmosphère doit être à un niveau permettant l'échange des gaz de respiration.

L'oxygène : Puisque des microorganismes aérobies sont responsables du processus de compostage, leur besoin en oxygène doit être assuré par l'oxygène de l'air. En même temps, le dioxyde de carbone produit par la respiration microbienne doit être évacué. A cet effet, la teneur minimum en oxygène et la teneur maximum en dioxyde de carbone doivent être d'environ 10%. Les besoins en oxygène varient avec la température : leur maximum se situe vers 50 à 60°C.

Copyrighted material

Les nutriments : Pour le métabolisme microbien, l'eau, l'oxygène, une source de carbone (la matière organique), des macro-nutriments (azote, phosphore, potassium) et certains micro-nutriments sont nécessaires sous forme soluble dans l'eau. Il faut mentionner certains besoins spéciaux comme le rapport C/N et la disponibilité du carbone. Comme le rapport C/N des substances microbiennes est entre 4 et 9, le rapport C/N de la matière organique ne doit pas dépasser 20 à 25 et pour un démarrage spontané du processus de compostage, il ne doit pas être supérieur à 15. Si le rapport C/N est supérieur, il y aura aussi biodégradation et croissance microbienne mais elles seront retardées par le manque d'azote. Si le rapport C/N est inférieur, le développement microbien n'est pas perturbé mais les pertes d'azote sous forme d'ammoniac sont relativement élevées car les microorganismes ne peuvent l'utiliser rapidement. La disponibilité en carbone des matières végétales est spécialement influencée par le degré de lignification.

La température : durant le compostage, le métabolisme microbien dégage de la chaleur (34 à 42 kJ/gC), ce qui provoque une accumulation dans les tas suite à l'effet isolant du matériau. La température peut monter jusqu'à 80°C. En fonction de la température, différents groupes de microorganismes sont actifs. Etant donné que le plus fort taux de dégradation est obtenu avec les microorganismes thermophiles, à une température de 50 à 60°C, cette température est optimale pour un processus rapide de compostage. Au point de vue de la désinfection, la température doit être supérieure à 60°C.

Le pH : le niveau de pH optimum pour les bactéries se situe entre de la neutralité et les pH alcalins, pour les champignons aux pH acides et entre les deux pour les actinomycètes. En général, un pH de 7 est requis, mais le décomposition est possible dans la gamme de pH de 3 à 9. Les microorganismes sont capables de changer le niveau de pH à travers leur métabolisme pour atteindre l'optimum, mais ils peuvent également faire évoluer le pH vers des valeurs toxiques.

Il n'y a que peu de résultats disponibles sur le compostage de la fraction solide séparée. Deux exemples peuvent mettre en évidence le comportement de substrats caractéristiques lors du compostage. Le premier exemple traite du compostage de la fraction solide d'un effluent (Tarre *et al.* 1987; Raviv *et al.* 1987). La matière solide avait une structure granuleuse et un volume d'air de 44% pour l'effluent frais, comparé à 39% pour l'effluent digéré en thermophilie et 31% pour l'effluent digéré en 2 phases. Les températures atteintes lors du processus de compostage étaient suffisamment élevées pour détruire les organismes pathogènes et les graines de mauvaises herbes. Le produit de ce compostage est commercialisé en Israël, c'est le Cabutz décrit plus haut.

Le deuxième exemple montre les problèmes de compostage de la fraction solide séparée. Le substrat, provenant d'un ensilage d'herbe avec séparation après hydrolyse, était granuleux mais rempli de fines fibres d'herbe. Au départ du processus de compostage, l'odeur du substrat était très forte compte tenu de la présence d'acides gras volatiles (pH 5,3). Dès que le niveau de pH a diminué, la température a monté jusqu'à 71°C en 5 jours. Quand le substrat fut retourné après 6 jours, il avait perdu son odeur très acide. Au cours des semaines suivantes de compostage, le substrat s'est adouci de plus en plus et a perdu son air lacunaire avec de ce fait prédominance des conditions anaérobies.

Copyrighted material

Procédés alternatifs pour le compostage

Les procédés alternatifs pour le compostage de la fraction solide séparée dépendent d'abord de son humidité, de sa consistance et de sa structure. Pour le compostage en andains de hauteur supérieure à 0,5 mètre, la matière sèche totale doit être au minimum de 25% et le volume d'air au minimum de 30%, ou mieux 50%, pour obtenir des conditions aérobies. Avec ces taux de volume d'air, l'auto-aération du substrat de faible granulométrie ou riche en fines fibres est possible jusqu'à des hauteurs de 1,0 à 1,5m. Pour un compostage en fosse avec une hauteur de remplissage supérieure à 1,5m, l'aération est nécessaire. Si le taux de matière sèche totale est supérieur à 25% et le volume d'air à 30%, la matière solide peut être compostée directement en andains avec des hauteurs de 1,0 à 1,5m; si le taux de matière sèche totale est entre 15 et 25%, le volume d'air est souvent inférieur à 30% et l'aération insuffisante même si le substrat a une structure granuleuse. Un compostage en andains sans additifs est possible quand la hauteur est inférieure à 0,5m et le substrat retourné de temps en temps pour garder ou former des espaces lacunaires; lorsque le taux de matière sèche totale de la fraction solide est de 15 à 25% et la consistance pâteuse, visqueuse ou granulaire, une addition d'absorbant et de matière structurante est nécessaire (ex : paille, copeaux, sciure); à des taux de matière sèche totale inférieurs à 15%, la fraction solide a une consistance liquide à pâteuse et une addition de matière sèche est essentielle; à des taux de matière sèche totale faibles, l'utilisation de paille hachée permet une absorption rapide de l'eau en excès.

Le compostage est il profitable ?

Les coûts de séparation de la fraction solide sur les installations biogaz sont composés par le séparateur, un tracto-pelle ou un tracteur muni d'une lame frontale et une aire bétonnée pour le stockage de la matière. Ces coûts constituent, dans tous les procédés avec séparation de la fraction solide, une part essentielle. Si l'objectif de la séparation est de faire du compost, les coûts additionnels pour le compostage sont constitués par un andaineur (auto-tracté ou traîné), une surface suffisante pour les andains et un toit pour pouvoir composter tout au long de l'année. Si le taux de matière sèche totale de la fraction solide séparée est trop bas pour le procédé de compostage, des investissements additionnels seront nécessaires pour hacher ou broyer de la matière absorbante, pour la stocker à l'aide d'un tracteur avec remorque pour transporter la matière jusqu'aux andains. Si la consistance de la fraction solide est liquide ou pâteuse, le mélange des composants par un simple tambour rotatif est impossible et un doseur-mélangeur est nécessaire. Si le compost doit être conditionné en sacs, un investissement est nécessaire pour un séchoir à compost ou pour le stockage d'additifs absorbants (ex. perlite ou tourbe), pour une ensacheuse et pour le stockage des sacs.

L'humidité du produit après compostage varie de 55 à 70%, ce qui est trop élevé pour un stockage et un transport en sacs plastiques sans risques. L'humidité du produit doit être inférieure à 50%.

Le compostage de la fraction solide pour l'horticulture ou les plantes d'appartement permet une bonne rentabilisation de la production du compost. La limite des coûts de production dépend des prix pratiqués sur le marché. Des exemples dans les pratiques israéliennes montrent des bénéfices satisfaisants pour la vente d'un compost à haute valeur

Copyrighted material

ajoutée (sans organismes pathogènes et sans graines de mauvaises herbes, granuleux, favorable à la croissance des plantes). Cependant, la production de plusieurs milliers de m3 par an semble nécessaire à cause du niveau élevé de l'investissement. Le compostage de la fraction solide pour l'utilisation en agriculture semble ne pas être viable à cause des coûts élevés et de la possibilité d'utiliser des déchets non compostés. Si un compostage est nécessaire en terme de protection de l'environnement ou pour l'élimination des odeurs après hydrolyse (acides gras volatils), le stockage en andains avec une hauteur maximale de 0,5m est possible.

Composition et digestibilité de différentes fractions granulométriques du lisier de bovins

Les lisiers d'animaux doivent passer à travers un séparateur, équipement commun en machinisme agricole, pour donner une fraction liquide facilement pompable. Ce liquide séparé donne moins de problèmes de blocage et de formation d'écumes lors de la digestion anaérobie et peut également être digéré en filtre anaérobie (Peck et Hawkes 1987). Des rendements en gaz supérieurs ont été constatés avec la fraction liquide séparée par rapport au lisier brut (Rorick *et al.* 1984; LO *et al.* 1983; Peck *et al.* 1985). Peck et al. (1989) ont montré que le passage de lisier de bovin brut dans un filtre presse rotatif altère sa composition et sa distribution granulométrique. La composition et la digestibilité de différentes fractions granulométriques obtenues à partir d'un lisier de bovin ont été comparées. Les plus petites particules ont le plus fort rapport lignine/hémi-cellulose, produisent un gaz riche en méthane et donnent de moins bon rendements par rapport à la matière volatile apportée. Une réduction de la taille des particules a été observée dans toutes les fractions, la fraction de taille supérieure à 1700μm étant la moins affectée.

Il a été découvert (Peck *et al.* 1988) que le biogaz provenant des plus petites fractions était plus riche en méthane. Ceci est probablement dû à la composition différente des solides détruits, les lipides et les protéines donnant un taux de méthane plus élevé que les glucides. Après digestion, les effluents ont été de nouveau tamisés et une réduction de la taille des particules a été observée dans toutes les fractions. La fraction de taille supérieure à 1700 micromètres était moins affectée, seulement 22% en poids des particules étaient réduites après digestion, tandis que pour les autres fractions, 31 à 49% (en poids) des particules étaient plus petites.

Copyrighted material

CHAPITRE X

APPROCHE INTEGREE DU PROCEDE DE DIGESTION ANAEROBIE

La biomasse est reconnue comme regroupant toutes les plantes terrestres et aquatiques, leurs résidus ou sous-produits, les résidus agricoles (y compris les rejets animaux) et les déchets et sous-produits résultant de la transformation de ces plantes ou de leur production. Cette transformation est habituellement opérée grâce à des procédés technologiques dans les industries agro-alimentaires. La production de la biomasse est d'abord le fruit de la photosynthèse - capture et conversion du rayonnement solaire par les plantes. L'énergie produite par ce phénomène est environ 10 fois supérieure aux besoins mondiaux actuels en énergie et représente environ 20 fois nos besoins alimentaires exprimés en terme d'énergie (Pellizi 1981). Le rendement est cependant très faible - environ 0,1% du rayonnement global. Les procédés de transformation énergétique de la biomasse peuvent atteindre de bien meilleurs rendements (5 à 10%) dans certains procédés connus, mais pas dans la nature.

L'utilisation de la biomasse pour la conversion énergétique pose certaines difficultés. Les problèmes de disponibilité, de répartition géographique, de récolte, de transport, de pré-traitement et de stockage élèvent les coûts d'opération à un niveau plus élevé que ne peuvent le supporter les populations rurales. Ceci est essentiellement lié à la seule récolte des produits de la biomasse nécessaires à l'alimentation, en négligeant le potentiel d'utilisation des sous-produits. Il est temps de réaliser le potentiel des co-produits agricoles et agro-industriels et de les utiliser dans un système intégré de récupération. Une approche plus intégrée doit dépasser la seule vision sur un même plan de l'énergie et de l'alimentation. La biomasse peut être utilisée par différentes voies pour produire de l'énergie utilisable par l'homme. La figure 10.1 présente une vue globale de la fixation de l'énergie solaire par utilisation de la biomasse produite par photosynthèse, en incluant la production de biogaz à partir des déchets organiques. Il est bien entendu que si le biogaz est présenté ici comme le seul système de production d'énergie, ce n'est pas la seule voie de production d'énergie à partir de la biomasse (combustion, pyrolyse sont des exemples parmi d'autres). A l'exception de la combustion directe, le biogaz est le seul système pour produire de l'énergie à partir de la biomasse qui puisse apporter au monde rural une opportunité de développement industriel en plus de ses utilisations pour la cuisine, l'éclairage et le chauffage.

L'utilisation la plus efficiente des systèmes biogaz dans les pays en développement consiste à incorporer l'utilisation de l'énergie solaire dans les cycles de production alimentaires et d'énergie, à travers un schéma intégré de récupération des ressources.

La plupart des cas connus "d'utilisation des déchets agricoles", dans lesquels une approche intégrée a été utilisée et appliquée pour obtenir un équilibre économique, donnaient une réponse spécifiquement applicable à différentes structures de fermes en utilisant tous les

Copyrighted material

matériaux existant sur ces fermes (Maramba 1978; Rousseau *et al.* 1979; HU Bing-hong 1982; Marchaim 1983; Gunnerson et Stuckey 1983).

Systèmes intégrés possibles

La diversité des substrats, des techniques de production de biogaz et des utilisations finales du biogaz et des effluents donne un grand nombre de systèmes intégrés possibles. Les interactions entre énergie, aliments et engrais dans un tel système sont complexes (Figure 10.1). Si l'énergie est la principale production désirée d'un tel système, les nutriments contenus dans l'effluent peuvent aussi bien être recyclés dans les champs pour produire plus de culture et ainsi plus de résidus pour l'alimentation du bétail, ou peuvent être utilisés directement pour alimenter le bétail (Gunnerson et Stuckey 1983). C'est un bon exemple pour montrer que si tout les composants du substrat sont utilisés, la rentabilité n'est pas pour autant optimale et n'est pas la meilleure économiquement.

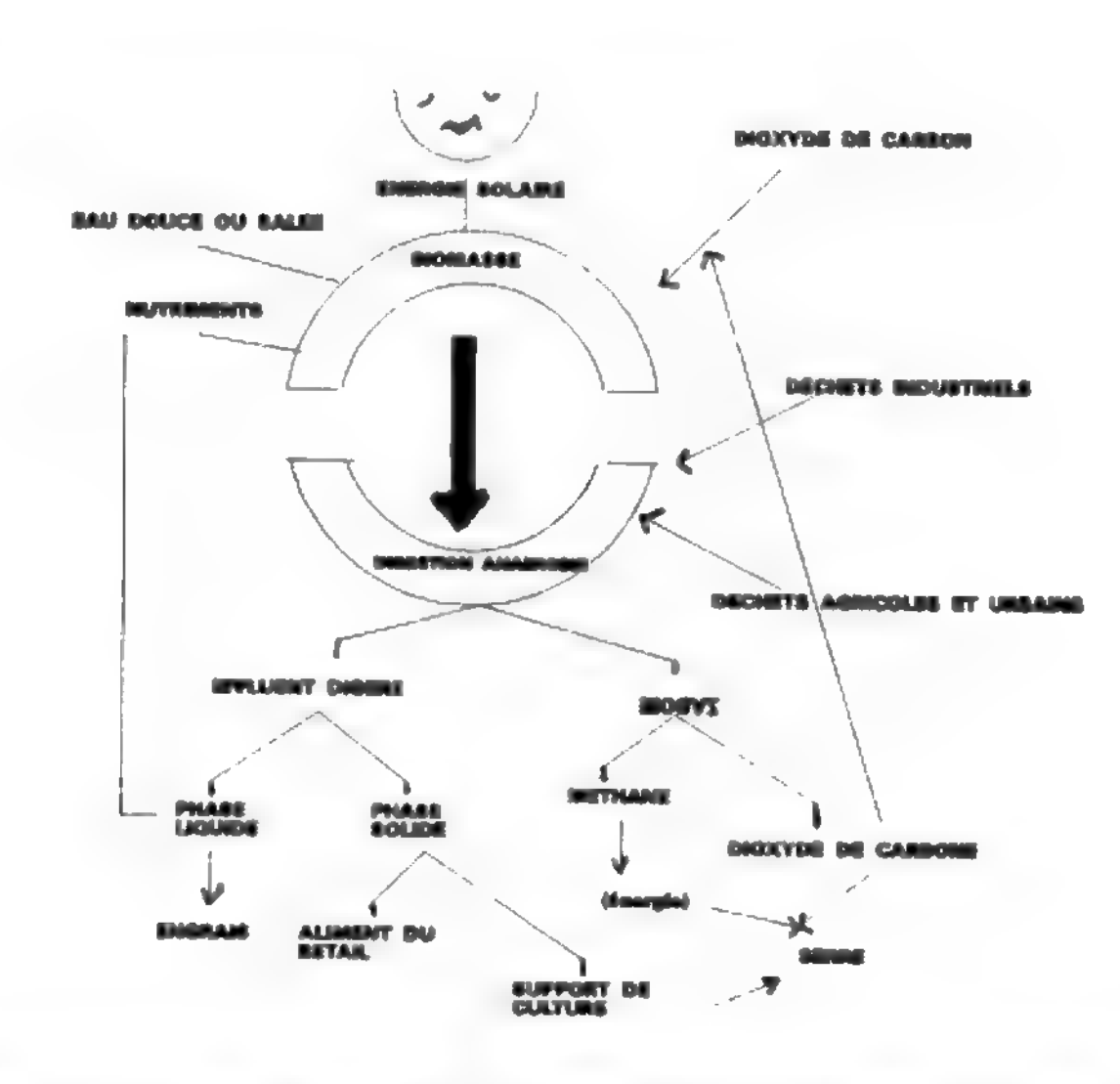


Figure 10.1 : Représentation schématique de l'approche intégrée de l'utilisation de la biomasse (De Marchaim *et al.* 1983)

L'utilisation finale du biogaz a également un impact en terme d'efficacité énergétique. S'il est utilisé seul pour satisfaire les besoins de la cuisine et de l'éclairage, il ne procurera pas de revenus immédiats en tant que produit énergétique. Par contre, si le gaz est utilisé dans un moteur dual fuel, la puissance générée peut être utilisée pour l'irrigation des champs, entraînant une augmentation des résidus agricoles disponibles pour l'alimentation du bétail et pour la digestion. De plus, la chaleur dégagée par le moteur peut être utilisée pour les besoins ménagers ou pour chauffer le digesteur, ce qui permettrait l'utilisation d'un digesteur plus petit à production égale de gaz, des coûts d'investissement inférieurs et une production de biogaz stable tout au long de l'année. Le résultat peut être une boucle

Copyrighted material

énergétique conduisant à l'augmentation de l'énergie produite à partir d'une surface donnée. Les quantités relatives de gaz utilisées pour la cuisson et pour la production d'énergie motrice influencent l'amplitude de cette boucle et des techniques d'optimisation pourraient maximiser les gains de ce circuit fermé.

Cependant, l'énergie ne doit pas être vue comme le produit principal des procédés biogaz. La production alimentaire est influencée par la présence des nutriments dans l'effluent. La méthode la plus commune d'utilisation de l'effluent dans les systèmes intégrés consiste à le recycler dans les champs comme engrais et facteur de structuration du sol. La méthode de manipulation de l'effluent peut influencer son efficacité comme engrais et ainsi la quantité de biomasse, d'aliment et de résidus produits. L'examen du procédé le plus performant à utiliser dans un cas ne doit pas être généralisé, mais doit être appliqué à ce seul cas. Il y a actuellement d'autres modes d'utilisation de l'effluent qui peuvent augmenter la quantité d'aliment et qui incluent la ré-alimentation directe des animaux et la culture d'algues et de poissons. L'utilisation finale du biogaz est également importante dans ce contexte car si tout le gaz est utilisé pour l'irrigation et comme carburant des tracteurs, en opposition à la cuisine et à l'éclairage, la quantité d'aliment produite à partir d'une surface de terre donnée pourrait être augmentée. Et malgré cela les problèmes de déforestation et des énergies fossile pourraient constituer un acquis supplémentaire.

Méthodologie d'étude des systèmes intégrés

Pour évaluer un système intégré, il est important de définir toutes les interactions du système à étudier. Dans la plupart des cas en milieu rural dans les pays en développement, les écosystèmes à définir sont très fermés; en fait il y a peu d'importation et d'exportation d'énergie et de nourriture exogènes. Par contre, dans la plupart des milieux péri-urbains, les systèmes sont plus ouverts avec des importations d'énergie et de nourriture qui compensent les sorties d'argent. Ces dernières années, les premiers objectifs dans les pays en développement ont été la satisfaction des besoins de base des plus pauvres. La méthodologie est légèrement plus simple pour les systèmes fermés qu'ouverts, mais la discussion est animée dans les deux cas avec la volonté de développer de nouveaux concepts et de nouvelles idées pour le milieu rural afin de développer ce secteur en particulier.

Dans un village typique en milieu rural, les interactions du système peuvent inclure le village et toutes les surfaces agricoles qui en dépendent. Tous les aspects écologiques et économiques doivent être considérés. L'énergie et la nourriture qui entrent dans le système sont des importations, qui s'additionnent au rayonnement solaire (rarement utilisé directement par les paysans en milieu rural) tandis que tout ce qui quitte le système est considéré comme exportation. Pour étudier le potentiel des systèmes intégrés, pour augmenter la qualité de la vie dans de tels écosystèmes, l'évaluation économique des sources d'énergie et de nourriture, leurs intensités et transformations, ainsi que les aspects écologiques doivent être considérés de manière complète. La modélisation des écosystèmes, basée sur les flux de matière et d'énergie et sur les rendements de conversion de l'énergie ont été étudiés par Odum (1971, 1976). L'approche du développement rural par Reddy et Subramanian incluait:

(a) l'explication des modes ruraux courants de consommation d'énergie;
(b) le transfert de ces modes dans une liste de besoins énergétiques par priorité;

Copyrighted material

(c) la prise en compte des options technologiques pour satisfaire ces besoins énergétiques à partir des ressources disponibles;
(d) la sélection de la meilleure option pour satisfaire chaque catégorie de besoins;
(e) l'intégration des options sélectionnées dans le système.

Gunnerson et Stuckey (1983) ont décrit le modèle à partir de figures basées sur les données collectées par Ravindranath *et al.* (1980) sur les modes ruraux de consommation d'énergie. Cette évaluation a conduit les auteurs à sélectionner un jeu limité de voies énergétiques, suggérées par les contraintes suivantes : horaire des tâches consommatrices d'énergie, interactions, impact sur l'environnement, puissance requise par certaines tâches, et disponibilité de la technologie. Reddy et Subramanian (1979) élaborèrent un schéma énergétique basé sur ce concept pour une installation biogaz de type communautaire. Dans les systèmes décrits plus haut, il y a une place limitée pour l'optimisation de toutes les techniques impliquées. Dans la plupart des cas, les ménages ont leur propre système à proximité de la porcherie (et dans le meilleur cas à proximité des latrines) et utilise l'énergie pour la cuisson et l'éclairage de leurs maisons et les effluents comme engrais dans les champs.

L'approche complète tient compte d'autres considérations en plus de l'énergie, telles que le recyclage des nutriments, la santé publique ou l'environnement et plus spécifiquement l'impact sur le développement de l'avancée technologique de la communauté rurale en terme d'éclairage et d'énergie. L'approche intégrée peut conduire à un système communautaire de collecte de tous les déchets du village qui, à partir d'un système central de production d'électricité utilisant des équipements sophistiqués exploités par des techniciens expérimentés, peut permettre le développement de petites unités agro-industrielles attractives pour les jeunes. La production de lumière et d'énergie peut accélérer le développement des serres et de l'industrie du champignon au niveau du village et ainsi permettre l'utilisation des effluents de digestion d'une manière plus économique comme substitut de la tourbe. Marchaim, durant sa visite en Chine (1990), a discuté la question de l'intégration des systèmes biogaz séparés dans un village donné pour produire de l'électricité et de l'énergie motrice. Des Officiers Provinciaux de l'Energie Rurale n'étaient pas d'accord familiers avec cette idée, car ils estimaient que les fermiers n'accepteraient pas d'opérer d'une manière intégrée. D'autres fermiers et d'autres Officiers trouvaient l'idée très attractive. Le succès d'un tel système doit être évalué à partir d'une démonstration dans un village.

Systèmes intégrés actuels

Ces dernières années, un certain nombre de systèmes intégrés ont été mis en place dans les pays en développement (Chan 1973; Alviar *et al.* 1980; Solly 1980; Marchaim *et al.* 1981; Meta System 1981). Les meilleurs d'entre eux sont probablement les Maya Farms aux Philippines et le Ximbu Village en Chine.

La Maya Farms qui couvre 36 hectares avec 25 000 porcs, 70 bovins et 10 000 canards a conçu et mis en place 3 systèmes intégrés, variant en taille du petit modèle agricole familial à un grand élevage commercial (Judan 1981). La ferme familiale est basée sur 1,2 ha de terrain dont 1,0 ha cultivé (riz et blé) et le reste est dévoué à l'élevage, à la pisciculture, aux équipements biogaz, à l'habitation et à une porcherie de 4 truies. Le biogaz, produit à partir des lisiers de porcs et de bovins, est plus que suffisant pour alimenter les

Copyrighted material

besoins de la famille pour la cuisine et il alimente également un réfrigérateur et une lampe. La fraction solide des effluents réalimente les porcs, constituant 10% de leur ration, tandis que la fraction liquide est utilisée pour un étang piscicole de 200 m3 et pour fertiliser toutes les cultures au cours de l'année. C'est une ferme très complète et compliquée à mener pour une famille.

Le système de taille moyenne est basé sur 12 ha de terrain et une porcherie de 48 truies. Le gaz est suffisant pour pomper l'eau nécessaire à la maison et à l'alimentation et pour irriguer 12 ha de cultures. Le plus grand système était conçu pour 500 truies sans surface agricole, reproduisant approximativement un élevage hors sol. Le gaz produit est utilisé pour pomper l'eau, éclairer les porcs et alimenter un moulin; il y a cependant dans ce cas un surplus de gaz qui atteint pratiquement 40% de la production. Diverses utilisations de ce gaz ont été proposées. Le temps de retour variait de 18 à 39 mois (pour le système de ferme familiale).

Des systèmes plus efficients sont envisageables si toute l'énergie et la nourriture, ainsi que les effluents de digestion, y sont complètement intégrés. Avec des systèmes plus ouverts, comme l'élevage intensif hors sol, le principal paramètre à considérer est le retour financier. C'est la principale contrainte dans les pays en développement.

Bing-hong (1982) a décrit la Brigade de Ximbu en Chine, qui commença à installer des unités biogaz en 1976 et où 80% des familles utilisent le biogaz. Ces unités couvrent quelque 50% des besoins énergétiques des familles et, de plus, 17 familles utilisent des panneaux solaires qui, avec le biogaz, permettent de couvrir 70 à 80% des besoins. Le biogaz est utilisé pour la cuisine et pour la production d'électricité pour l'éclairage. La chaleur résiduelle du moteur est récupérée pour sécher les cocons de vers à soie. Des séchoirs solaires sont également utilisés pour ce dernier besoin. Les effluents sont utilisés pour nourrir des poissons et pour fertiliser les champs de mûriers, de canne à sucre et d'herbe de Napier. De plus, une partie des effluents est utilisée pour faire pousser des champignons. Au cours des six années d'opération de ce système, les exportations de la Brigade (en Yuans) ont augmenté de 150% (Hu Bing-hong 1982) et les conditions sanitaires générales du village ont été considérablement améliorées.

L'approche intégrée au sujet de la production et de l'utilisation de la biomasse nécessite de reconsidérer l'introduction de biomasse à partir de sources jusqu'ici négligées et abandonnées dans le passé (résidus de culture) et même d'envisager certaines cultures énergétiques pour accroître la quantité de substrat pour le procédé, augmentant ainsi la faisabilité d'un système intégré. Les facteurs de biodégradabilité anaérobie doivent être considérés ainsi que la qualité de l'effluent de digestion produit pour sa future utilisation spécifique. Le bénéfice potentiel de l'utilisation de plusieurs sources de biomasse est la possibilité de contrôler la composition chimique de l'alimentation du digesteur, spécialement le rapport C/N. Les fibres (complexe ligno-cellulosique, hémicellulose, etc...), même si elles n'entraînent qu'une faible production de biogaz en conditions anaérobies, sont importantes dans l'effluent de digestion, spécialement lorsqu'il est utilisé comme conditionneur de sols.

L'approche intégrée doit évaluer l'énergie comme un moyen de produire plus de nourriture pour le monde et à considérer la nourriture comme énergie métabolique. Ce n'est pas une surprise si dans la nature ces deux aspects sont interdépendants et ceci montre

Copyrighted material

le chemin à suivre par les planificateurs du monde rural. La production combinée de nourriture et d'énergie, en utilisant les sous-produits de l'un comme substrat ou complément de substrat de l'autre, est la meilleure voie à suivre.

Copyrighted material

CHAPITRE XI

L'ECONOMIE DE LA DIGESTION ANAEROBIE

Introduction

Pour leur analyse économique, les installations biogaz peuvent être divisées en deux catégories : (1) celles où il y a un coût significatif associé à l'enlèvement et à l'évacuation des stocks de matières organiques en termes écologique et environnemental et, (2) celles pour lesquelles ce coût est négligeable. Des exemples de la première catégorie sont représentés par les boues urbaines, les déchets agro-industriels et les lisiers d'élevages intensifs. La seconde catégorie inclue les unités de taille individuelle et communautaire en milieu rural.

Avec la mise en place d'une réglementation toujours plus rigoureuse dans les pays développés concernés par les problèmes environnementaux de l'évacuation des déchets, de plus en plus de pays industrialisés ont déjà une expérience en matière de gestion des déchets mais, jusqu'à présent il y a seulement très peu de cas dans lesquels des données soient disponibles pour une véritable analyse économique. Cependant, quelques études donnent des indications préliminaires de leur justification économique.

Des données sur les différents aspects économiques des installations biogaz en milieu rural sont disponibles, tant pour les aspects relatives aux utilisations énergétiques que ceux relatifs à la fertilisation qui sont développés à partir du même sous-produit. La plupart des données et analyses économiques viennent des programmes biogaz Chinois et Indien, mais d'autres pays les rattrapent.

La principale motivation de la recherche et du développement en matière d'énergies renouvelables, incluant le biogaz, a trait à la nécessité d'éliminer la déforestation en utilisant des substituts du bois de feu traditionnel. Ces bénéfices secondaires créent deux problèmes d'analyse : le premier concerne la mesure et la validation de ces bénéfices secondaires et le second a trait à la comparaison du biogaz avec d'autres technologies énergétiques qui ont des bénéfices secondaires différents et généralement inférieurs.

En Chine, l'amélioration des conditions sanitaires a été le principal objectif de certains programmes biogaz. Les bénéfices secondaires incluent l'amélioration de la santé humaine.

Plusieurs articles sur l'étude économique du biogaz ont été publiées, notamment Barnett (1978), Sanghi (1979), Mukherjee et Arya (1980), ESCAP (1983), Wellimger *et al.* (1988), Zhijine (1988), de Poli *et al.* (1988) et Sasse (1990). Les premiers articles relataient principalement l'expérience Indienne, tandis que l'étude d'évaluation économique Chinoise concernait le village de Ximbu dans la province de Guangdong (Nian-guo, 1982). Les suivants concernaient des installations de biogaz en général. Le procédé Chinois (dôme fixe)

Copyrighted material

a également été évalué en Thailande (Thongkaimook, 1982) et en Inde (Singh et Singh, 1978). Des informations limitées sont disponibles sur les unités communautaires et de petite taille aux Philippines (Galano *et al.*; Alicbusan *et al.*); au Népal (Berger, 1976; Pang, 1978; Pradhan); en Thailande (Prasith-raithsint *et al.* 1979; Thongkaimook 1982); au Bangladesh (Rahman, 1976); en Ethiopie (Tarrant, 1977); au Kenya (Pyle, nd.); au Honduras (Roesor, 1979); au Pakistan (Qurishi, 1978) et aux Fidji (Chan, 1975).

Analyse de la faisabilité économique

Le procédé de fermentation anaérobie est un moyen important pour résoudre la pénurie d'énergie en milieu rural, pour utiliser efficacement les ressources en biomasse, pour accélérer le développement commun de l'agriculture, de la foresterie, de l'aquaculture et des productions secondaires, pour améliorer les revenus agricoles et pour protéger l'environnement et maintenir la productivité agricole. C'est aussi un moyen important pour améliorer la qualité de la vie et pour la modernisation des zones rurales.

L'un des points importants pour vulgariser une technologie concerne l'examen de ses bénéfices économiques. Si le profit est élevé, c'est une condition nécessaire à la vulgarisation. Si le profit est faible, il sera difficile de vulgariser la technologie. Le facteur lié à la protection de l'environnement n'est pas très accepté, mais peut être popularisé par des politiques économiques préférentielles, comme le crédit et les taxes.

Les techniques de production de biogaz par fermentation de la biomasse nécessitent la construction d'un fermenteur et d'un système complet de stockage, distribution et utilisation du biogaz. Les matériaux, la main d'oeuvre, etc... pour construire l'équipement augmentent le coût d'investissement lié à la production et à l'utilisation du biogaz. Pour les fermenteurs combinés, les coûts de construction des toilettes et des porcheries n'est pas à prendre en compte, mais les coûts de rénovation des toilettes existantes pour collecter les excréments sont à inclure.

L'évaluation économique des petites installations de biogaz nécessite de mesurer et évaluer l'engrais et l'énergie produits, et ensuite de comparer le produit brut de ces productions avec les coûts de construction et d'exploitation pour donner la marge brute ou tout autre paramètre.

Il est également nécessaire d'inclure les coûts périodiques de maintenance de l'équipement. Le coût de la main d'oeuvre et des matériels nécessaires à l'exploitation et à la maintenance des fermenteurs est également inclus à ce niveau.

La production et l'utilisation du biogaz sont bénéficiaires dans plusieurs domaines. Elles cumulent des bénéfices économiques et sociaux directs et indirects. Le bénéfice direct du biogaz comme énergie, en remplacement du bois de feu et du charbon, est une réduction des dépenses. En les comparant à des lampes à kérosène, les lampes à biogaz ne réduisent pas seulement le coût en énergie, mais augmentent également le niveau d'éclairage et le bien être. Comparé à la combustion directes résidus de récolte, le biogaz produit par fermentation de la biomasse augmente la quantité de matière organique commercialisable et augmente ainsi le bénéfice direct des paysans.

Copyrighted material

La production de biogaz a également beaucoup d'effets indirects qui, parfois, jouent un rôle important dans son développement. Par exemple, les résidus de récolte, s'ils ne sont plus brûlés peuvent être utilisés pour l'alimentation animale, accroissant les revenus de l'élevage en permettant la production de matière première pour la production de biogaz. Les paysans peuvent utiliser le temps économisé pour collecter le bois de feu, à des productions additionnelles et ainsi accroître leurs revenus; les effluents de fermentation peuvent être utilisés comme aliments pour les poissons, les champignons et les vers à soie et comme apport protéique pour les volailles. Comparée à la lampe à kérosène, les lampes biogaz augmentent les conditions d'éclairage, permettant des activités de broderie, de couture et de tissage après la tombée de la nuit. Une étude de Haian County, dans la Province de Jiangsu, montre que ce sont ces derniers aspects qui ont créé la demande de développement du biogaz.

En outre, le développement du biogaz amène des bénéfices sociaux de plusieurs ordres. Par exemple, la quantité de protéines animales disponibles pour la société peut augmenter à travers la réduction du brûlis des résidus de récolte et le développement de l'élevage.Quand le problème de l'énergie pour les besoins journaliers des paysans sera résolu, les arbres seront protégés et la forêt pourra se développer. La protection des arbres et l'augmentation de la végétation peut réduire l'érosion des sols et améliorer le milieu. L'augmentation des apports de matière organique peut conduire à une réduction de l'emploi des engrais chimiques, en améliorant les sols et la production agricole. L'amélioration de l'environnement en milieu rural peut réduire les maladies et améliorer la santé publique. De même, dans les régions où le biogaz est utilisé pour produire de l'électricité, les aspects culturels et l'utilisation du temps libre sont améliorés. Même si ces bénéfices sont très importants pour la société, ils ne procurent pas de bénéfices économiques directs aux possesseurs d'installations biogaz et il est impossible de les matérialiser en termes économiques. Aussi, nous ne considèrerons pas ces bénéfices dans l'analyse de faisabilité économique qui suit.

Analyse économique d'un fermenteur à usage domestique en milieu rural (Basé sur les travaux de Zhijine (1988), de l'Institut de Recherche sur l'Energie en Chine)

La plupart des fermenteurs utilisés par les familles en milieu rural ont une capacité de 6 à 8 m^3 et fonctionnent à température ambiante. Auparavant, la plupart des fermenteurs étaient de simples fosses faites d'argile, de chaux et de sable. Ces fosses avaient l'avantage d'utiliser les matériaux disponibles, d'une construction simple et d'un faible coût de seulement 30 à 40 Yuans pour une fosse. Cependant, leur qualité était médiocre et conduisait souvent à des fuites d'eau et de gaz. De plus leur durée de vie était limitée. Pour celles qui sont bien entretenues, la durée de vie était d'environ 10 ans, mais généralement elles n'étaient pas utilisées au delà de 5 ans. Pour celles mal entretenues, la durée de vie était encore plus courte.

En observant les calculs effective aux Tableaux 11.1 et 11.2, on peut noter que les marges économiques de ces fosses sont relativement élevées. Dans ces calculs, le coût de construction est de 40 Yuans à un taux d'intérêt de 6%, avec 5 Yuans pour les coûts annuels de maintenance incluant le matériel et la main d'oeuvre. La colonne 1 représente la durée de service. Si tous les coûts doivent être remboursés au cours de la durée de vie de l'installation, la marge moyenne de chaque année ne devra pas être inférieure à la valeur R

Copyrighted

calculée à partir de l'équation suivante:

$$R = P \frac{i(1+i)^n}{i(1+i)^n-1} + I = 40 \qquad \frac{0,06(1+0,06)^5}{(1+0,06)^5-1} + 5 = 1\ 454 \text{ Yuans}$$

Si le prix de la paille est de 6 cents par kg, cette valeur est équivalente à 242 kg de paille, soit la quantité consommée par un ménage en un mois. Ainsi, si une fosse biogaz fonctionne normalement pendant 1 mois et demi, la marge directe obtenue en économisant la paille et le kérosène pour l'éclairage et avec les engrais organiques permet de rembourser tous les coûts, y compris les intérêts, en 5 ans. Lorsqu'une fosse fonctionne normalement pendant plus de 6 mois par an, l'investissement peut être remboursé la première année.

Le niveau des marges est cependant en relation avec l'option choisie. Lorsque l'utilisation du biogaz économise le charbon plutôt que la paille, et qu'un prix de 25 Yuans par tonne de charbon est utilisé dans les calculs, une marge de 15,54 Yuans équivaut au prix de 580 kg de charbon, soit la quantité consommée par un ménage en quatre mois. La fosse doit donc fonctionner pendant 3 mois par an pour rembourser tous les coûts en cinq ans.

Dans le tableau 11.2, la durée de vie d'une fosse à biogaz est considérée égale à 3 années au cours desquels tous les coûts doivent être remboursés. La marge moyenne nécessaire chaque année ne doit pas être inférieure à:

$$R = 40 \frac{0,06(1+0,06)^3}{(1+0,06)^3-1} + 5 = 20,04 \text{ Y}$$

En prenant le prix de la paille à 6 cents par kg, la marge équivaut à moins de 350 kg de paille. Cela signifie que tant que la fosse de biogaz fonctionnera pendant 2 mois par an, la marge directe obtenue permettra de rembourser tous les coûts en 3 ans.

TABLEAU 11.1 : Coûts et marges (en Yuan) d'une fosse de biogaz simple (remboursement en 5 ans)

Année	Coût annuel (P)	Intérêt annuel (i=6%)	Coût de maintenance (I)	Marge annuelle (R)	Coût transféré à l'année suivante
1	40	2,4	5	14,5	32,9
2	32,9	1,97	5	14,5	25,37
3	25,37	1,52	5	14,5	17,39
4	17,39	1,04	5	14,5	8,93
5	8,93	0,54	5	14,5	-0,03

Copyrighted mater

TABLEAU 11.2 : Coûts et marges (en Yuan) d'une fosse de biogaz simple (remboursement en 3 ans)

Année	Coût annuel (P)	Intérêt annuel (i=6%)	Coût de maintenance (I)	Marge annuelle (R)	Coût transféré à l'année suivante
1	40	2,4	5	20,00	27,40
2	27,40	1,64	5	20,00	14,04
3	14,04	0,84	5	20,00	-0,12

<u>Analyse économique des digesteurs cimentés pour usage domestique dans les zones rurales en Chine</u>

Les fosses de biogaz simples permettent d'économiser à l'investissement, mais elles sont de qualité médiocre et occasionnent souvent des fuites d'eau et de gaz. De plus, elles ont une durée de vie limitée. A cause de ces faits, des fosses de biogaz cimentées ont petit à petit été vulgarisées en milieu rural. Construites en ciment et revêtues d'un enduit pour éviter les fuites de gaz, ces fosses sont de très bonne qualité. Cependant, leur coût de construction est élevé; Le coût d'investissement pour une fosse est de 150 à 200 Yuans et la durée de vie est d'environ 15 ans. En prenant 200 Yuans comme coût de construction avec 6% d'intérêt et 5 Yuans de maintenance par an, une marge annuelle de :

$$R = 200 \quad \frac{0{,}06(1+0{,}06)^{15}}{(1+0{,}06)^{15}-1} + 5 = 25{,}57 \text{ (Yuan)}$$

permettra de rembourser tout l'investissement et les intérêts sur 15 ans. Dans les régions où le prix de la paille est de 6 cents par kg, la marge correspond au prix de 427 kg de paille. ceci signifie que tant que la fosse de biogaz fonctionnera au moins trois mois par an, la marge obtenue en économisant les résidus de récolte et le kérosène et en produisant des engrais permettra de rembourser tous les coûts en quinze ans. Si, en moyenne, cette fosse peut fonctionner huit mois par an, et si elle est utilisée pour la cuisine, 1300 kg de paille seront épargnés, soit 78 Yuans et 6 cents par kg; si elle est utilisé pour l'éclairage, 4 Yuans de kérosène seront épargnés, ce qui correspond à une marge directe de 82 Yuans par an. Comme indiqué dans le tableau 11.3, le coût d'investissement (incluant les intérêts) d'une installation biogaz avec fosse peut être entièrement remboursé en 15 ans.

Si on étudie le cas du charbon, la marge moyenne annuelle de 25,6 Yuans est égale au coût d'une tonne de charbon. Si la fosse fonctionne pendant un minimum de six mois, tous les coûts sont remboursés en 15 ans grâce à la marge directe dégagée.

Copyrighted material

TABLEAU 11.3 : Coûts et marges (en Yuan) d'une fosse de biogaz en ciment (fonctionnement normal de 8 mois par an)

Année	Coût annuel (P)	Intérêt annuel (i=6%)	Coût de maintenance (I)	Marge annuelle (R)	Coût transféré à l'année suivante
1	200	12	5	82,00	135,00
2	135	8,1	5	82,00	66,10
3	66,1	3,97	5	82,00	-6,93

Analyse économique des installations communautaires de biogaz en Chine

Etant donné l'apparition de ménages de tous ordres, les fosses de biogaz pour les besoins domestiques ne pourront satisfaire longtemps l'étendue des besoins en milieu rural. Un certain nombre de ménages ruraux ne cultivent ni n'élèvent d'animaux et ne disposent donc pas de matières premières pour produire du biogaz. Il y a par contre des exploitants spécialisés dans l'élevage (porcs, bovins et volailles) qui disposent d'importantes quantités de déchets animaux pour la production de biogaz. La production centralisée de biogaz a donc tendance à se développer pour produire de l'énergie dans les zones rurales en Chine.

Bien que les systèmes centralisés de distribution de biogaz aient de nombreux avantages, l'investissement est très supérieur à celui des fosses de biogaz familiales. Suivant le système mis en place, l'investissement moyen pour un ménage revient à 300/600 Yuans, soit plus du double d'une installation familiale avec une fosse. La marge bénéficiaire en est donc considérablement inférieure. Actuellement, les systèmes de production de biogaz centralisés sont développés comme un service public, sans tenir compte de la rentabilité économique. Cependant, il doit y avoir certains bénéfices, ne serait-ce que pour l'expansion rapide du système. A ce jour, la plus grande installation centralisée de production de biogaz est localisée dans la Qianjin Farm, dans la contrée de Chong-ming. Dans cette station, 6 550 m^3 de fosses de biogaz ont été construites pour alimenter en gaz 720 ménages de paysans pour leurs usages journaliers.

L'investissement correspondant à ce système est de 547 000 Yuans et le taux d'intérêt annuel est de 6%. Les coûts d'exploitation incluent les salaires de six travailleurs et les frais de maintenance estimés à 6 600 Yuans par an. Le bénéfice économique direct est lié au remplacement du charbon à concurrence de 40 000 Yuans par an. Les déchets d'élevage et des poulaillers sont utilisés comme matière première pour la fermentation et ont la même valeur fertilisante avant et après fermentation. De ce fait, les coûts sont égaux aux bénéfices et cet aspect ne sera donc pas pris en compte dans l'analyse.

Copyrighted m

TABLEAU 11.4 : Analyse de la marge dégagée par une installation de biogaz communautaire (en 10 000 Yuans, avec substitution du charbon)

Année	Coût annuel (P)	Intérêt annuel (i=6%)	Coût de maintenance (I)	Marge annuelle (R)	Coût transféré à l'année suivante
1	54,70	3,28	0,06	4,00	54,64
2	54,64	3,28	0,06	4,00	54,58

Le tableau 11.4 montre qu'avec le calcul basé sur l'index évoqué précédemment, la durée de la période de remboursement serait de 90 ans si l'on ne prend en compte que la marge dégagée par l'économie de charbon.

Si le système fournit du biogaz aux habitants, en prenant pour base une économie de paille de 2 000 kg par an (fourniture de gaz toute l'année), l'économie d'un ménage sera de 120 yuans, à raison de 6 cents le kilo de paille, et l'économie totale des 720 ménages sera donc de 86 400 Yuans par an. En se basant sur cette économie, l'analyse montre que tous les coûts peuvent être payés en moins de 10 ans (Tableau 11.5). Par rapport à ce type d'analyse, le développement des installations de biogaz centralisées est économiquement viable. Cependant, en se basant sur l'utilisation du charbon, la marge économique est peu élevée. Il serait donc nécessaire de faire des efforts en matière de réduction des coûts d'investissement et de construction des unités biogaz centralisées et d'augmenter leur production de biogaz. En l'absence de bénéfices économiques, elles ne peuvent être considérées que dans le cadre d'un service social.

TABLEAU 11.5 : Analyse de la marge dégagée par une installation de biogaz communautaire coûtant 10 000 Yuans (option: substitution de la paille)

Année	Coût annuel (P)	Intérêt annuel (i=6%)	Coût de maintenance (I)	Marge annuelle (R)	Coût transféré à l'année suivante
1	54,70	3,28	0,06	8,64	50,00
2	50,00	3,00	0,06	8,64	45,02
3	45,02	2,70	0,06	8,64	39,74
4	39,74	2,38	0,06	8,64	34,14
5	34,14	2,05	0,06	8,64	28,21
6	28,21	1,69	0,06	8,64	21,92
7	21,94	1,32	0,06	8,64	15,26
8	15,26	0,92	0,06	8,64	8,20
9	8,20	0,49	0,06	8,64	0,71
10	0,71	0,04	0,06	8,64	-7,23

Copyrighted material

Installations communautaires de biogaz en Inde

L'introduction de grandes installations de biogaz (plus de 40 m^3) en milieu rural a été initiée suite à deux considérations importantes. D'abord, l'alternative de l'installation familiale n'est pas une option possible pour la plupart des ménages Indiens. Seulement 5% des éleveurs disposent des 5 animaux nécessaires à la production de la matière première (Prasad *et al.* 1974) et encore moins d'entre eux pourraient assurer les coûts nécessaires pour remplacer le bois de feu et les fèces qui sont collectés par la main d'oeuvre familiale. D'autre part, les économies d'échelle sont l'un des principaux avantages technico-économiques des installations communautaires par rapport au installations familiales. A l'encontre de ces considérations, il faut noter le peu d'économie d'échelle sur le réseau de distribution du biogaz, la nécessité de disposer d'importantes quantités de déchets en un même lieu et l'organisation nécessaire.

Deux installations communautaires ont été évaluées en détail; l'une au Fateh Singh Ka Purwa dans l'Uttar Pradesh par Bahadur et Agarwal (n.d.), Ghate (1979) et Bhatia et Niamir (1979); l'autre à Kubadthal, Gujarat, par Moulik (1982). L'évaluation des installations communautaires suit le même schéma que pour les installations familiales en évaluant les importations et les exportations, aussi n'est-il pas étonnant que 3 évaluations différentes de l'installation située dans l'Uttar Pradesh donnent 3 rapports sur les marges rapportés aux coûts différents : 1,14/1; 1,54/1 et 0,6/1. L'analyse financière de Moulik sur l'installation de Gujarat n'inclue pas d'estimation de la viabilité économique, mais il est évident d'après les performances mentionnées que la marge dégagée ne permet pas d'amortir les coûts et les intérêts. D'autres analyses mentionnent la non viabilité de cette installation, ainsi Ghate suggérait qu'une partie du déficit sur la cuisine, l'éclairage et le pompage de l'eau (à partir d'un forage alimenté au biogaz) pourrait être comblée par la transformation des produits de récolte à partir d'un moteur alimenté au biogaz.

Les installations non viables financièrement peuvent être aidées à travers des subventions d'état si l'analyse économique est suffisamment positive. Les bases d'une analyse purement économique des coûts et des profits ne sont toujours pas disponibles.

L'une des différences importantes par rapport à l'analyse des installations familiales réside dans une plus grande complexité des utilisations finales sur les unités communautaires. Sur l'installation du Fateh Singh Ka Purwa, la production de biogaz varie de 53,77 m^3 par jour en hiver à environ 76,41 m^3 par jour en été (Bhatia et Niamir 1979). Ce gaz est utilisé pour la cuisine, pour un groupe électrogène qui alimente l'éclairage et l'exhaure de l'eau d'un forage et pour un moteur couplé à un moulin à farine, une batteuse et un coupe balle. La proportion de gaz affectée à ces différentes utilisations est considérée comme primordiale pour la viabilité financière et sociale de l'installation, étant donné que le marché et le prix reflet du gaz vont sensiblement varier. Un approche alternative consiste à prendre d'abord en compte l'utilisation la plus valorisante, puis la suivante et ainsi de suite. Cette utilisation la plus valorisante correspond à une certaine forme d'énergie avec une certaine valeur de substitution. La combinaison des utilisations du gaz qui maximisera les profits dépend des présomptions de valorisation du gaz à travers ses différentes utilisations. Dans leur analyse sociale, les trois études prennent en compte le prix reflet du coke ou du charbon pour valoriser le gaz par la cuisine. Ils arrivent à trois estimations différentes: 11,6, 15 et 38,3% pour la part de la cuisine dans les bénéfices totaux. Bhatia et Niamir (1979)

Copyrighted material

utilisent eux le coût social des fèces et du bois de feu pour valoriser le gaz par la cuisine et donnent ainsi une seconde estimation de 63% des bénéfices totaux pour cette utilisation. Dans cette seconde estimation, les fèces étaient évalués en utilisant le prix reflet des engrais importés correspondants. D'après cette prévision, environ la moitié des bénéfices totaux seraient dus à l'utilisation des fèces comme engrais au lieu de la cuisine qui est assurée grâce au biogaz. En sachant que la cuisine consomme environ 60% du gaz, ces deux valeurs très différentes (11,6 et 63%) peuvent être utilisées pour favoriser ou défavoriser l'utilisation du biogaz pour la cuisine par rapport à d'autres utilisations (des coûts d'investissement et d'exploitation différents affecteront également le calcul). L'analyse financière de la valeur ajoutée de différentes utilisations est moins équivoque; les utilisations autres que la cuisine, et particulièrement la substitution du fuel, sont les meilleures.

Ces résultats ambigus démontrent l'incapacité des analyses financières et sociales à définir une politique en l'absence d'un schéma énergétique stratégique. Les risques de déforestation et de réduction de la productivité agricole en relation avec l'utilisation du bois de feu et des fèces doivent être évalués en association avec les taux d'échange pour les importations de fuel dans le cas ci-dessus, mais ce n'est qu'un exemple des valorisations possibles dans les politiques énergétiques. Une seconde et également cruciale difficulté a trait aux difficultés d'analyse des bénéfices secondaires. Certains, comme les bénéfices pour la santé, sont extrêmement difficiles à quantifier, tandis que d'autres, comme la satisfaction de la communauté grâce à un programme biogaz réussi, sont impossibles à quantifier. Dans les programmes communautaires présentés plus haut, certains bénéfices secondaires sont amplement reconnus par les participants comme étant vraiment importants dans leur perception de l'utilité d'une installation de biogaz. C'est particulièrement vrai pour les femmes qui bénéficient de conditions de cuisine avantageuses et d'une économie de temps.

La technologie du KVIC évaluée dans les études précédentes est chère. Dans un village de l'Inde du sud, une installation communautaire a été construite pour assurer les besoins énergétiques spécifiques du village et dans ce cas la viabilité financière a pu être assurée (Lichtman, 1983). Il est important de noter que chacune des installations décrites précédemment était financièrement viable sur le papier. Une seconde et importante caractéristique du programme développé en Inde du sud a trait au véritable engagement des villageois dans la planification de l'installation de biogaz. Dans chacune des installations présentées auparavant, les principales raisons des difficultés étaient organisationnelles plutôt que techniques ou financières. Moulik, dans l'étude de Gurajat, et Bahadur et Agarwal dans l'étude en Uttar Pradesh, donnaient une description détaillée d'un grand nombre de problèmes organisationnels et opérationnels en relation avec la structure sociale du village et aux relations entre les villageois et l'agence de développement. Tous les auteurs de ces études sont en accord sur le fait que la solution aux problèmes sociaux liés aux installations communautaires passe par un engagement des utilisateurs dès les premières étapes du projet.

Expériences d'évaluations économiques dans d'autres pays

Les mises à jour sur les installations familiales ou communautaires dans d'autres pays sont très rares et ne donnent que peu de renseignements qui pourraient solutionner les points d'ombres que les études Indiennes ont mis en évidence. Seulement quelques unes des études disponibles sont basées sur une expérience actuelle. Rahman (1976) donne une évaluation des coûts et bénéfices d'un modèle Indien modifié utilisé au Bangladesh, sans

Copyrighted m

conclusions fermes sur sa viabilité économique. Cependant, avec une marge nette annuelle de 581 Tk. et un coût de construction initial de 7 600 Tk., seuls des taux d'intérêt très faibles permettent de rentabiliser l'installation.

Sur trois études Népalaises se référent à des installations de modèles indiens (3 m^3), seule celle de Berger (1976) mentionnait un rapport bénéfice sur coût positif (1,67/1), tandis que Pradhan (1976) estimait que les coûts de construction étaient le point critique si l'on voulait que le biogaz soit financièrement viable pour chacun et pas seulement pour les plus riches paysans.

En Thaïlande, une étude empirique d'installations sur les modèles Indiens par Prasith-raithsint *et al.*; (1979) montrait que les installations de type familial nécessitaient une période de cinq ans pour être cinq ans pour être rentables économiquement. Aucun autre indicateur économique n'était mentionné. Aucun bénéfice n'était pris en compte pour les effluents car ils n'étaient pas utilisés par les propriétaires de l'installation. Le coût élevé des installations, le manque de connaissances techniques, la disponibilité d'autres énergies et le manque de déchets constituaient les principales raisons par lesquelles 94,5% des utilisateurs potentiels ne souhaitaient pas acquérir d'installation.

Une étude par Roeser (1979) de deux installations familiales au Honduras montrait que leur viabilité économique dépendait uniquement du temps passé à la collecte des fèces et du bois de feu. Avec des temps de collecte des fèces réduits, la plus grande installation (10 m^3) était viable. L'installation la plus petite (5 m^3) était viable seulement si la cuisine consistait en l'utilisation finale plutôt que l'éclairage. Cependant, en l'absence de kérosène à substituer, l'utilisation du biogaz pour l'éclairage était viable pour de faibles temps de collecte et de préparation des fèces bovins. L'auteur recommandait d'autres études préalables avant de diffuser le biogaz et attirait l'attention sur l'importance d'une comparaison entre une installation de biogaz et un foyer amélioré pour la cuisine. Si le modèle efficace de foyer amélioré "Lorena" permet de réduire le temps de collecte du bois de feu à une heure par jour, l'utilisation du biogaz pour la cuisine n'est plus aussi profitable pour le ménage.

Tarrant (1977) a entrepris une évaluation étendue de l'utilisation d'une installation communautaire pour la production d'électricité à Debarek, en Ethiopie. Il concluait, en utilisant trois différentes mesures de la valeur sociale, que le projet était viable avec les prix actuels du fuel (utilisés pour donner une valeur au biogaz), mais que le projet n'était pas financièrement viable. Cependant, les schémas détaillés des coûts et des bénéfices financiers et sociaux suggéraient qu'une subvention de base pour couvrir le déficit permettrait de rendre le projet socialement viable. Il concluait que trois points particuliers devaient être étudiés plus précisément pour confirmer les estimations faites; les projections de la demande d'électricité, les coûts de transport des effluents et la valeur des fèces.

Analyse économique de la production rurale d'électricité à partir du biogaz en Chine

La Chine a un très vaste territoire rural et sa couverture par les grandes lignes électriques est limitée. Actuellement, il y a approximativement 50% des ménages qui ne disposent pas d'électricité en milieu rural. Même dans les régions raccordées au réseau, la distribution d'électricité n'est pas toujours garantie, à cause des coupures et des restrictions

Copyrighted mater...

de consommation. Ainsi, dans les zones où la ressource en biogaz est importante, le développement de petites unités de production d'électricité alimentée au biogaz est d'un grand intérêt pour améliorer les conditions de vie et pour augmenter la production vivrière, ainsi que pour favoriser la mise en place d'industries rurales qui consomment moins d'énergie.

Lorsque le prix de l'électricité du réseau est comparé à celui d'une station de production alimentée au biogaz, le coût du fuel pour les moteurs dual fuel/biogaz est équivalent à 4 cents par kilowatt-heure alors que le prix de l'électricité du réseau est seulement de 5 cents. La production d'électricité à partir du biogaz ne procure donc pas de bénéfice. Même si la différence de prix était plus importante pour les usages de l'habitation, celle-ci n'est délivrée que 3 à 4 heures par jour et les bénéfices économiques seraient mineurs. Ainsi l'investissement dans biogaz ne serait jamais rentabilisé dans cette situation.

En la comparant avec l'utilisation de fuel, la production d'électricité à partir du biogaz devrait permettre une meilleure rentabilité. Mais le problème classiquement rencontré en milieu rural a trait au dimensionnement de l'unité de production d'électricité par rapport à la capacité de fermentation. Une unité de production d'une puissance de un kilowatt correspond à une capacité de fermentation de 20 à 25 m^3 à température ambiante. Une puissance de un kilowatt ne peut donner lieu qu'à 5 kilowatts-heures d'électricité par jour. Pour 360 jours par an, elle ne pourra produire que 1 000 à 1500 kilowatts-heures d'électricité. Si l'utilisation des équipements électriques est trop faible, les bénéfices économiques en seront réduits.

Les résultats de calculs similaires montrent que, comparé avec la production d'électricité à partir du fuel, les équipements de production d'électricité à partir du biogaz ont une durée de vie limitée à 2 000 heures. Ceci signifie que leur bénéfice économique ne peut rentabiliser des coûts d'investissements augmentés suivants ces prévisions. Au cas où le fuel n'est pas facilement disponible, la construction d'une unité alimentée au biogaz peut être bénéfique. A partir des analyses économiques, on constate que des procédés à haute productivité en biogaz devraient être étudiés et que la durée d'utilisation des équipements de production d'électricité en serait augmentée.

Elevages industriels et commerciaux

Les pays développés qui utilisent la digestion anaérobie pour traiter les déchets industriels sont l'Israël, les Etats Unis, l'Allemagne et les Pays-bas. Dans les pays en développement, seulement quelques unités de grandes tailles existent, même si des études de laboratoire ont été réalisées en Inde, au Brésil et en Chine. La plus grande part est en Chine et Marchaim (1990) a obtenu quelques données économiques prévisionnelles durant son récent voyage d'étude en Chine et en Thaïlande.

Les expériences de traitement par digestion anaérobie des déchets d'élevages industriels dans les pays en développement sont également limitées, à part le cas des Maya Farms aux Philippines qui est relativement bien documenté.

Les Maya Farms sont des pionniers dans le domaine de l'application des installations de biogaz de grande taille dans les pays en développement et la technologie fait partie intégrante d'un important élevage intensif localisé près de Manille. Le lisier de 22 000

Copyrighted material

porcs alimente différents types de digesteurs discontinus et continus qui produisent au total 1,868 m^3 de biogaz par jour. Le gaz produit est utilisé directement dans certaines installations de transformation ou se substitue au fuel dans un certains nombre de moteurs qui alimentent différentes machines. De plus, une partie du gaz est utilisée pour produire de l'électricité qui est utilisée sur le site.

L'effluent est séparé en deux fractions solide et liquide et la fraction liquide est utilisée pour fertiliser les cultures et alimenter la pisciculture, tandis que la fraction solide réalimente des porcs, des boeufs et des canards. Cette fraction solide représente environ 10 à 15% des besoins totaux en aliments pour les porcs et les bovins et 50% de ceux des canards.

En se basant sur les données économiques des Maya Farms, Judan (1981) a estimé les bénéfices de petites (4 truies), moyennes (48 truies) et grandes (500 truies) fermes utilisant des installations biogaz aux Philippines. Dans son analyse, il calculait les bénéfices en termes d'économies de fuel, d'aliments et d'engrais qui auraient été nécessaires en l'absence de l'installation de biogaz. Pour les petites unités, 27% des bénéfices proviennent des économies de fuel, 54% des économies d'aliment pour les animaux et 19% des fertilisants économisés. Dans les fermes moyennes, ces économies étaient respectivement de 36, 52 et 12%, tandis que pour les grandes fermes elles se situaient à 21, 79 et 0% puisqu'il n'y avait pas de cultures fertilisées. Le bénéfice le plus important provient de la réalimentation des porcs à partir de la fraction solide des effluents.

Ces résultats sont qualitativement cohérents avec l'expérience Israélienne dans laquelle l'incorporation de 12% d'effluent de digestion thermophile de lisier de bovins dans l'alimentation des poissons ou des boeufs, procurait l'essentiel des bénéfices (Marchaim 1983).

Judan a élaboré un état récapitulatif de l'investissement et des dépenses d'exploitation dans les Maya Farms et estimait à 39 mois la période nécessaire pour l'obtention d'une rentabilité économique (petite ferme), 21 mois (ferme moyenne) et 30 mois (grande ferme). Cette étude constitue une référence économique certaine pour le développement de systèmes intégrés qui utilisent rationnellement tous les produits d'une installation de biogaz en les substituant aux intrants agricoles. Cependant, si cette conclusion est basée sur les bénéfices accrus provenant de la réalimentation des animaux avec la fraction solide de l'effluent, il conviendrait de rester prudent et savoir qu'il y a toujours une controverse sur les effets de la réalimentation (Ward 1982).

Une étude a évalué l'expérience des pays industrialisés en matière de digestion anaérobie, en accordant une attention particulière à ses possibilités de transfert vers les pays en développement. Marchaim *et al.* (1981) décrit le principe d'un système de digestion thermophilic de 200 m^3 en Israël, alimenté à partir de déchets de bovins (15 à 18% de matière sèche), où le biogaz est utilisé pour produire de la chaleur et de l'électricité et les effluents pour fertiliser les cultures, nourrir des poissons, cultiver des champignons et comme aliment partiel pour les moutons et les veaux. Son analyse économique positive dépendait des revenus générés par la réalimentation à partir de l'effluent. Si aucun revenu n'est disponible à partir des effluents, le "point zéro" (valeur actualisée nette de l'opération égale à zéro) correspondait à un prix de l'essence de 1,22 US$ par gallon. Si touts les effluents sont

Copyrighted mater

vendus comme aliment, alors l'installation est économiquement viable pour tous prix de l'essence supérieurs à 0,23 US$ par gallon. Les auteurs affirmaient qu'une telle analyse serait valable dans des situations similaires dans les pays en développement, par exemple une coopérative de village à Gujarat en Inde. Cependant, cette affirmation doit être prise avec circonspection étant donné la technologie mise en oeuvre (thermophilie, agitation continue, hautes charges) qui est assez sophistiquée et peut poser des problèmes dans les pays en développement.

Estimation de la faisabilite d'une installation communautaire de transformation

Une étude de faisabilité économique doit être basée sur les connaissances acquises à l'échelle du laboratoire et de l'unité pilote et peut être précisée après plusieurs années d'expérimentation sur des installations commerciales de fermentation anaérobie de diverses déchets agricoles en vraie grandeur (lisier de bovins, fientes de volailles, tiges de coton, déchets d'abattoir, etc...). Le système de digestion anaérobie a été développé pour résoudre le problème réel des déchets dans les élevages - ou comment se sortir d'un problème écologique qui engendre dans la plupart des cas de fortes dépenses en amendes et taxes aux services sanitaires locaux. Un système d'utilisation des déchets est constitué de trois principales sections : microbiologique, technologique et économique. L'objectif principal d'un système intégré est de développer une méthode qui utilisera les déchets agricoles en les convertissant en biogaz et autres produits qui aient une valeur économique, tout en résolvant le problème d'environnement lié au déchets de la ferme. Dans cet objectif, un exemple de fermentation anaérobie thermophile est détaillé ci-après. La figure qui suit décrit schématiquement un procédé intégré de digestion anaérobie thermophile qui est basé sur la description de Klinger et Marchaim (1987).

Etude d'évaluation économique pour une installation communautaire de taille réelle

Les principaux composants d'un système de transformation sont :

Infrastructure

Le village ou la ferme doivent disposer d'une aire plane de 200 m2 recouverte avec 30 cm d'épaisseur de graviers. Une alimentation électrique de 100 à 200 ampères et une tuyanterie d'adduction d'eau de 5 à 7,6 cm de diamètre sont nécessaires à proximité de l'installation.

Construction

Fondations et piliers compatibles avec la structure du sol, avec 50 à 100 m^2 de dalle bétonnée. Une seconde dalle bétonnée de 50 à 100 m^2 avec un mur autour pour le système de séparation et le stockage du Peatrum. Une surface bétonnée supérieure sera nécessaire si le Peatrum est composté sur le site (pour les cultures sous serre).

Système de chargement

Pelle mécanique, pompe, agitateur, trappe à pierres, tuyauteries et accessoires.

Copyrighted material

Système de chauffage

Chaudière, échangeurs de chaleur, pompe de circulation, système de régulation et de contrôle, isolation et accessoires. Il y a la possibilité de récupérer de l'eau chaude séparément à partir d'un groupe électrogène.

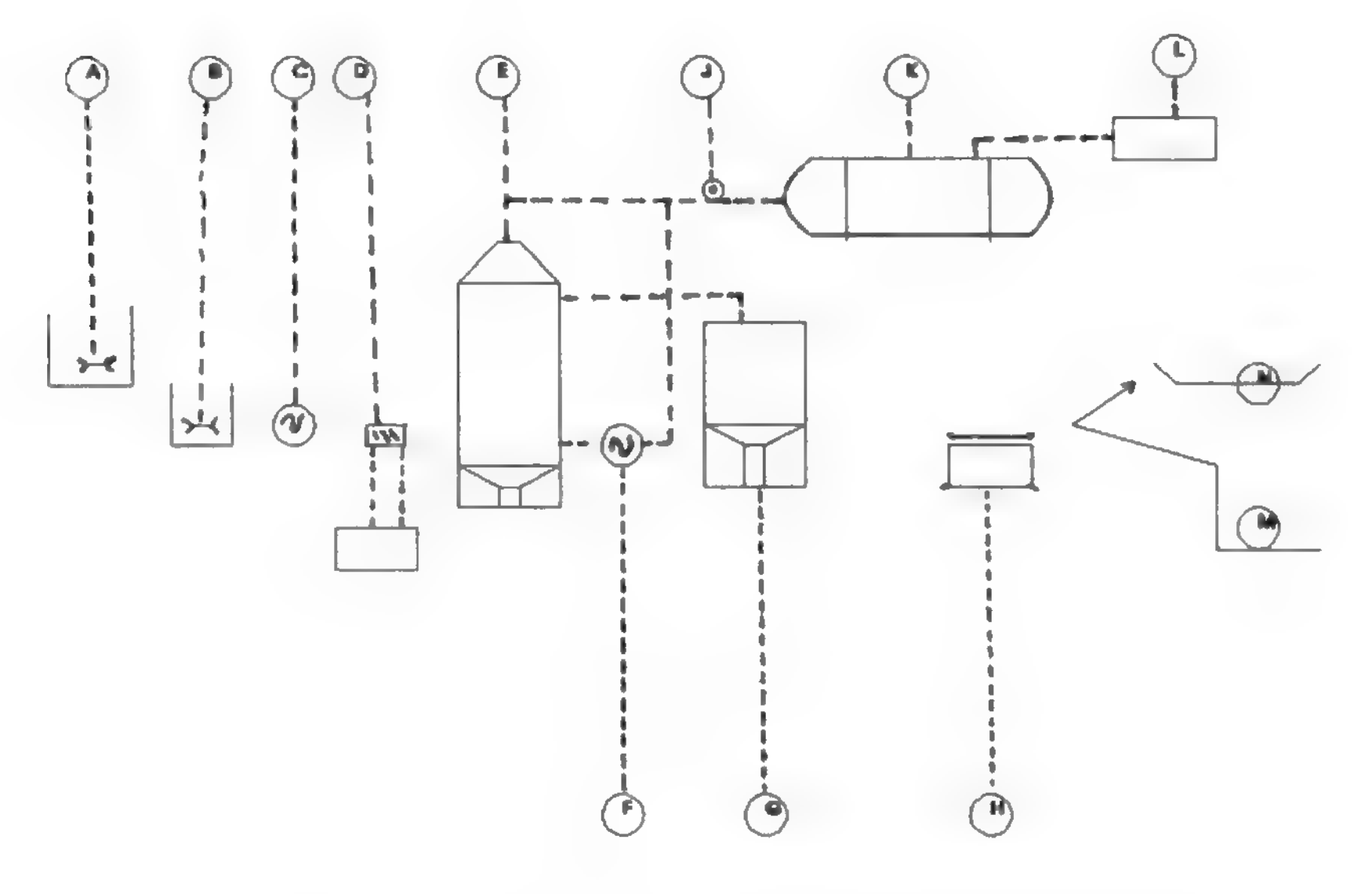


Figure 11.1 : Schéma d'un système de fermentation anaérobie thermophile pour les déchets agricoles

A : système de macération des contenus de la panse et des lisiers;
B : fosse à déchets;
C : pompe;
D : échangeur de chaleur;
E : système de digestion;
F : système d'agitation au biogaz;
G : fosse intermédiaire;
H : séparateur des effluents;
J : compresseur;
K : stockage du biogaz;
L : générateur d'électricité et de vapeur;
M : collecteur de la fraction solide (Peatrum);
N : collecteur de la fraction liquide.

Système de digestion

Copyrighted mater

Système de digestion

Volume approprié de digesteurs(s), système d'agitation par recirculation du biogaz, isolation avec une épaisseur de 5,0 à 7,5 cm de polyuréthanne, piquages d'évacuation des effluents et du biogaz, tuyauteries, contrôle et régulation de la température et de la pression et accessoires.

Adduction du biogaz

Circulantes, siphons, compteurs à gaz, tuyauteries, compresseur (10 atmosphères) et un stockage de gaz de 15 m^3 (en fonction des besoins), régulateurs de pression, pressostat et accessoires revêtus d'une couche spéciale.

Système de séparation des effluents

Bac à effluents, systèmes de séparation avec élévation, contrôle et accessoires.

Groupe électrogène à récupération totale

Il y a possibilité d'utiliser le biogaz pour produire de l'électricité et de l'eau chaude (utilisée pour le système de digestion), à partir d'un système de co-génération alimenté au biogaz.

Système de contrôle et d'exploitation

Une armoire électrique, une fiole de contrôle, accessoires électriques, système de contrôle automatisé incluant thermomètre digital et régulation de la température de chauffe, contrôle de l'agitation, de la pression du gaz, compteurs à gaz, systèmes d'alarme etc...

Les produits de l'installation

1. Biogaz

L'un des produits finaux de la digestion anaérobie est un gaz qui contient 62 à 65% de méthane (CH_4) et moins de 40% de dioxyde de carbone (CO_2). Ce gaz (CH_4) peut être utilisé comme source d'énergie et a un pouvoir calorifique de 5800 kcal/m^3. L'épuration n'est rentable que pour l'utilisation dans les moteurs. Il est utilisé dans les brûleurs pour la production d'eau chaude ou de vapeur et dans des systèmes qui produisent conjointement de l'électricité et de la chaleur (systèmes de cogénération). Dans certains cas, la séparation du dioxyde de carbone est rentable et dans ce cas, le méthane n'est pas seulement utilisé comme source d'énergie, mais le dioxyde de carbone sert à enrichir l'atmosphère des serres ou pour des opérations de réfrigération. La séparation n'est vraiment envisageable que lorsque l'utilisation du dioxyde de carbone sur le site est essentielle.

Copyrighted material

2. Effluent séparé (Peatrum ou Cabutz)

Les effluents digérés sont tamisés sur un tamis vibrant et la fraction fibreuse, qui contient 25 à 40% de matières sèches est collectée. Un traitement spécial par lavage et addition d'argile est utilisé pour donner un bon substitut à la tourbe, utilisé comme substrat dans l'industrie du champignon. Ils peuvent également être utilisés comme engrais organiques et structurants des sols pour le jardinage, bien qu'ils aient une valeur supérieure dans les pépinières et les serres comme substitut de la tourbe de sphaigne. Dans ce cas, un traitement secondaire par compostage est essentiel et peut être réalisé à l'intérieur où à l'extérieur de l'installation. Le Peatrum ou le Cabutz sont déjà des produits commerciaux reconnus en Israël et ainsi leur prix est ici 25% inférieur à celui de la tourbe de sphaigne commercialisée en Israel.

3. Fraction liquide

La fraction liquide après tamisage des effluents peut être utilisée comme un excellent engrais équilibré en N, P, K. Sa valeur a déjà été établie par des essais agronomiques, mais son transport est cher et consécutivement aucune valeur économique ne lui est attribuée dans le contexte d'une ferme d'élevage.

4. Effluents

Il a été établi que les effluents digérés avant séparation ont une grande valeur pour l'aquaculture comme substituts des aliments, pouvant remplacer plus de 50% de l'aliment commercial. Les effluents ne peuvent être utilisés dans cette voie que dans certains cas spéciaux : ils doivent être utilisés à proximité immédiate de l'installation.

Estimation de la faisabilité pour un système de transformation des déchets agricoles

Les tableaux suivants donnent les renseignements de base pour quelques installations de transformation proposées, basées sur des informations en provenance d'Israël. Les estimations des quantités de déchets qui seront traitées dans ces différentes installations sont basées sur les données présentées tableau 11.6.

Copyrighted material

TABLEAU 11.6 : Estimation des quantités de déchets produites par 100 vaches et 50 veaux dans un élevage intensif avec abris et aires de couchage.

	Déchets sur ciment	Déchets + paille	Quantité totale par jour
Par vache (litre/jour)	40,0	6,25	46,25
Par veau (litre/jour)	8,0	1,90	9,90
% de mat. sèche	12,5	16,0	6,0
Mat. sèche par vache (kg)	5,0	1,0	6,0
Mat. sèche par veau (kg)	1,0	0,3	1,3
Quantité pour 100 vaches et 50 veaux en m^3 jour			5,125
Même quantité en tonnes par jour			0,665

Pour chaque système de digestion décrit plus loin, les quantités traitées sont dérivées du tableau ci-dessus en multipliant les facteurs par le nombre d'animaux. Chaque système est basé sur un chargement des digesteurs à raison de 5 jours par semaine avec un volume qui représente un huitième du volume du digesteur par jour. Le temps de rétention moyen sera donc de 11,2 jours.

TABLEAU 11.7 : Quelques exemples de systèmes de digestion des déchets agricoles

Type de ferme	Nbre de Têtes vaches+veaux	Quantité de déchets par jour (m^3)	Quantité de mat. sèche par jour (tonnes)
a	100 + 50	5,125	0,665
b	300 + 150	15,375	1,995
c	500 + 250	25,625	3,325
d	1 000 + 500	51,250	6,650

TABLEAU 11.8 : Capacité des installations et investissement pour chaque type de ferme

Type de ferme	Système de digestion suggeré (m^3)	Estimation de l'investissement ($EU)
a	50	150 000
b	150	350 000
c	250	500 000
d	500	800 000

Copyrighted material

TABLEAU 11.9 : Productions espérées des fermes type a à d, basé sur la description schématique d'une installation pour la valorisation des déchets agricoles

Type de ferme	Peatrum (m^3)	Fraction liquide (m^3)	Biogaz (m^3)	Electricité (KWh)	Eau chaude (litre)
a	390	2 210	44 200	54 600	16 692
b	1 170	6 630	132 600	163 800	50 076
c	1 950	11 050	221 000	273 000	83 460
d	3 900	22 100	442 000	546 000	166 920

(*) L'énergie est exprimée en équivalent fuel pour la production d'eau chaude.

PRODUCTION ANNUELLE

6,650 Tonnes de déchets traités

BIOGAZ
1 014 000 m^3

EFFLUENTS
1 196 Tonnes, 8,9% de solides

ELECTRICITE
546 000 KWh

EAU CHAUDE
167,7 T Fuel

LIQUIDE
+ 1/1 H_2O
1 108 Tonnes

PEATRUM
25% solides
3 900 m^3
416 Tonnes

Prix à l'unité ($E.U.):

0,07	0,375	-	50-65

Produit brut ($E.U.):

38 220	62 887	-	195 000-253 500

PRODUIT BRUT TOTAL ($E.U.): **296 100-354 600**

Figure 11.2 : Schéma de description d'une installation pour la valorisation des déchets agricoles (avec 1000 vaches et 500 veaux)

Copyrighted material

TABLEAU 11.10 : Examples de dépenses annuelles pour quelques systèmes de digestion anaérobie

	CAPACITE DE L'INSTALLATION			
	a	b	c	d
	(en $E.U. x 1000)			
Investissement	(150)	(350)	(500)	(800)
PMT, 7 ans, 12%	33	77	110	175
Main d'oeuvre	10-15	10-15	20-25	35-40
Eau	1-2	1-2	3-5	5-8
Electricité	1-2	2-3	3-5	5-8
Maintenance, 2%	3	7	10	16
Assurances, 1%	1	3	5	8
Traitement des eaux	-	1-2	3-5	5-8
Acides pour désinfection	-	1-2	2-5	5-8
Total des dépenses courantes	16-23	25-34	46-60	79-96
Total des dépenses annuelles	49-56	102-111	156-170	254-271

Analyse économique

Un modèle d'analyse économique simple a été utilisé pour évaluer la faisabilité des installations de digestion anaérobie thermophile des déchets agricoles. On a examiné différentes capacités d'installation utilisables pour des abattoirs d'une capacité de 100 à 1 000 têtes de bovins par jour, 5 jours par semaine. En se basant sur les résultats d'expérimentations et les connaissances acquises, les quantités de déchets produites ont été estimées (Tableau 11.6). Les quantités peuvent varier en fonction du poids des bovins, du type d'alimentation et du mode d'abattage. Nous avons examiné 4 capacités d'abattoir de 100, 300, 500 et 1 000 têtes par jour. Pour chacune d'elles, la quantité de déchets a été estimée (Tableau 11.7), l'installation proposée a été dimensionnée et une estimation de l'investissement a été faite (Tableau 11.8). Ce coût estimé de l'investissement doit être examiné compte tenu des conditions locales. Les quantités produites par les différentes installations (Tableau 11.9) ont été calculées sur la base du bilan matière présenté. La description des produits de l'installation est donnée dans les paragraphes précédents. L'utilisation de la fraction liquide n'a pas été prise en compte bien que dans beaucoup de pays elle soit considérée comme un excellent engrais. Les dépenses annuelles de l'installation sont basées sur notre expérience acquise sur des systèmes similaires en fonctionnement (Tableau 11.10). Dans les calculs, nous tenons compte d'un taux d'intérêt de 12% et d'une durée de dépréciation de 7 ans. Les deux sont élevés pour ce type de projet et prennent en considération le risque inhérent à une technologie nouvelle. Nous avons inclus dans les dépenses d'exploitation le traitement des eaux et, dans le cas d'un développement de Salmonelles où d'autres bactéries pathogènes, un traitement par un acide organique qui nous a donné toute satisfaction. Les calculs de faisabilité ont été faits d'abord par une méthode simple dans laquelle sont examinées les différentes installations en termes de bénéfice net annuel par rapport à plusieurs hypothèses de produits bruts et de dépenses d'exploitation (Tableau 11.1). Des exemples de valeurs nettes actualisées et de taux de rentabilité interne pour différentes capacités d'installation sont donnés dans les Tableaux 11.12, 11.13, 11.14

Copyrighted material

et 11.15. Le principe du produit brut moyen diminué des dépenses moyennes a été utilisé dans ces calculs. Les calculs ont d'abord été faits dans le cas d'une installation qui n'est pas obligée de payer des taxes et des impôts à la municipalité, puis pour plusieurs niveaux de taxation.

TABLEAU 11.11 : Calculs de faisabilité pour plusieurs systèmes avec des tailles différentes

Investissement ($E.U.)	150 000	350 000	500 000	800 000
PMT, 7ans, 12%	32 868	76 691	109 559	175 294
Dépenses annuelles pour différentes alternatives ($E.U.)				
ATL. A	16 000	25 000	46 000	79 000
ALT. B	20 000	30 000	53 000	87 000
ALT. C	23 000	34 000	60 000	96 000
Produit annuel pour différentes alternatives ($E.U.)				
ALT. D	30 000	90 000	150 000	300 000
ALT. E	35 000	105 000	175 000	350 000
ALT. F	41 000	123 000	205 000	410 000
Bénéfice annuel pour différentes alternatives (en $E.U.)				
Bénéfice correspondant à la plus faible alternative à savoir D ($E.U.)				
Dépenses ($E.U.)				
ATL. A	(18 868)	(11 691)	(5 559)	45 706
ALT. B	(22 868)	(16 691)	(12 559)	37 706
ALT. C	(25 868)	(20 691)	(19 559)	28 706
Bénéfice correspondant à l'alternative moyenne, à savoir E ($E.U.)				
ATL. A	(13 868)	3 309	19 441	95 706
ALT. B	(17 868)	(1 691)	12 441	87 706
ALT. C	(20 868)	(5 691)	5 441	78 706
Bénéfice correspondant à l'alternative moyenne, à savoir E ($E.U.)				
ATL. A	(7 868)	21 309	49 441	155 706
ALT. B	(11 868)	16 309	42 441	147 706
ALT. C	(14 868)	12 309	35 441	138 706

Copyrighted material

TABLEAU 11.12 : Valeurs actualisées nettes et taux de rentabilité interne pour une installation où 100 têtes de bovins sont abattues par jour en tenant compte des économies dues au non-prélèvement des taxes

ANNEES		(en $E.U.)		
TAXES		0	25 000	40 000
Invest. initial		(150 000)	(150 000)	(150 000)
1		15 000	40 000	55 000
2		15 000	40 000	55 000
3		15 000	40 000	55 000
4		15 000	40 000	55 000
5		15 000	40 000	55 000
6		15 000	40 000	55 000
7		15 000	40 000	55 000
Valeur actualisée nette				
%	Années			
12	1	(136 957)	(115 217)	(102 174)
12	2	(125 614)	(84 972)	(60 586)
12	3	(115 752)	(58 671)	(24 423)
12	4	(107 175)	(35 801)	7 024
12	5	(99 718)	(15 914)	34 369
12	6	(93 233)	1 379	58 147
12	7	(87 594)	16 417	78 823
T.R.I. 7 ANS		- 0,082	0,186	0,312
T.R.I. 5 ANS		- 0,194	0,104	0,243

Copyrighted material

TABLEAU 11.13 : Valeurs actualisées nettes et taux de rentabilité interne pour une installation où 300 têtes de bovins sont abattues par jour en tenant compte des économies dues au non-prélèvement des taxes

ANNEES				(en $E.U.)		
TAXES		0	25 000	40 000	55 000	70 000
Investissement initial		(350 000)	(350 000)	(350 000)	(350 000)	(350 000)
1		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
2		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
3		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
4		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
5		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
6		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
7		75 000	100 000	115 000	130 000	126 000
Valeur actualisée nette						
%	Années					
12	1	(284 783)	(263 043)	(250 000)	(236 957)	(240 435)
12	2	(228 072)	(187 429)	(163 043)	(138 658)	(145 161)
12	3	(178 758)	(121 677)	(87 429)	(53 181)	(62 314)
12	4	(135 877)	(64 502)	(21 677)	21 147	9 727
12	5	(98 588)	(14 784)	35 498	85 780	72 372
12	6	(66 164)	28 448	85 216	141 983	126 845
12	7	(37 969)	66 042	128 448	190 855	174 213
T.R.I. 7 ANS		0,113	0,211	0,265	0,318	0,304
T.R.I. 5 ANS		0,023	0,132	0,192	0,249	0,234

Copyrighted material

TABLEAU 11.14 : Valeurs actualisées nettes et taux de rentabilité interne pour une installation où 500 têtes de bovins sont abattues par jour en tenant compte des économies dues au non-prélèvement des taxes

ANNEES			(en $E.U.)		
TAXES		0	40 000	55 000	75 000	100 000
Investissement initial		(500 000)	(500 000)	(500 000)	(500 000)	(500 000)
1		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
2		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
3		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
4		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
5		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
6		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
7		122 000	162 000	177 000	197 000	197 000
Valeur actualisée nette						
%	Années					
12	1	(393 913)	(359 130)	(346 087)	(328 696)	(328 696)
12	2	(301 664)	(236 635)	(212 250)	(179 735)	(179 735)
12	3	(221 447)	(130 118)	(95 869)	(50 205)	(50 205)
12	4	(151 693)	(37 494)	5 331	62 431	63 431
12	5	(91 037)	43 049	93 331	160 375	160 375
12	6	(38 293)	113 086	169 853	245 543	245 543
12	7	7 571	173 988	236 394	319 603	319 603
T.R.I. 7 ANS		0,155	0,260	0,297	0,344	0,344
T.R.I. 5 ANS		0,070	0,186	0,226	0,279	0,279

Copyrighted material

TABLEAU 11.15 : Valeurs actualisées nettes et taux de rentabilité interne pour une installation où 1000 têtes de bovins sont abattues par jour en tenant compte des économies dues au non-prélèvement des taxes

ANNEES			(en $E.U.)		
TAXES		0	40 000	55 000	75 000	100 000
Investissement initial		(800 000)	(800 000)	(800 000)	(800 000)	(800 000)
1		263 000	303 000	318 000	338 000	313 000
2		263 000	303 000	318 000	338 000	313000
3		263 000	303 000	318 000	338 000	313 000
4		263 000	303 000	318 000	338 000	313 000
5		263 000	303 000	318 000	338 000	313 000
6		263 000	303 000	318 000	338 000	313 000
7		263 000	303 000	318 000	338 000	313 000
Valeur actualisée nette						
%	Années					
12	1	(571 304)	(536 522)	(523 478)	(506 087)	(527 826)
12	2	(372 439)	(307 410)	(283 025)	(250 510)	(291 153)
12	3	(199 512)	(108 183)	(73 934)	(28 270)	(85 351)
12	4	(49 141)	65 058	107 883	164 983	93 608
12	5	81 617	215 703	265 985	333 028	249 225
12	6	195 319	346 698	403 465	479 155	384 543
12	7	294 190	460 607	523 013	606 222	502 211
T.R.I. 7 ANS		0,266	0,326	0,348	0,378	0,341
T.R.I. 5 ANS		0,192	0,259	0,283	0,315	0,275

Copyrighted material

Résumé et conclusions pour les installations villageoises communautaires

1. En se basant sur l'étude de faisabilité économique précédente, on peut conclure qu'une installation de digestion anaérobie dans une ferme est économiquement viable si :

   1.1 On peut commercialiser le Peatrum (fraction solide des effluents digérés) à un prix raisonnable pour le jardinage, les serres ou les champignonnières...

   1.2 Des impôts et taxes sont payés aux services locaux de l'environnement. Plus les montants payés sont élevés, plus le système sera rentable.

2. La fraction liquide des effluents digérés a une valeur comme engrais ou comme inoculum, mais étant donné que les résultats ne sont qu'au stade expérimental actuellement, aucune valeur ne lui est attribuée.

3. La réduction importante du pouvoir pathogène de certaines bactéries et l'élimination des Salmonelles par digestion thermophile est un avantage important qui n'a pas été pris en compte au niveau des économies induites.

4. Plus les impôts et taxes seront bas, plus l'investissement à consentir devra être faible.

5. Le principal produit de cette installation, à part les économies sur les impôts et taxes, provient du Peatrum, qui est un substitut le la tourbe enrichie pour les pépinières ou un substrat pour l'industrie du champignon.

6. Quand le système est prévu pour un élevage intensif, un suivi initial intensif doit être mené pour examiner tous les détails d'un tel projet intégré.

Conclusion pour l'expérience Chinoise

1. A partir de l'analyse économique on peut noter que la simple fosse de biogaz, d'un investissement peu élevé, avec un bénéfice immédiat et une réduction de la période nécessaire; pour l'obtention d'une rentabilité économique, procure la meilleure marge économique. Cependant elle nécessite beaucoup de travail de maintenance et des renouvellements fréquents; de plus son exploitation est compliquée. Aussi ne pourra-t-elle être considérée comme une technique d'avenir pour le développement à long terme.

2. Les installations familiales qui utilisent les fosses en ciment ont également une forte marge économique. C'est maintenant le style d'installation le plus populaire en milieu rural en Chine. Cependant, elles ne permettront pas de s'adapter aux nouvelles situations rencontrées en milieu rural avec un revenu agricole à la hausse et une production de plus en plus spécialisée.

Copyrighted material

3. Les systèmes centralisés de production de biogaz constituent une réelle perspective d'approvisionnement énergétique pour une société rurale moderne dans le futur. Actuellement cependant, sa marge économique est faible. Il est nécessaire d'étudier de nouveaux procédés de fermentation pour accroître cette marge.

4. La marge économique de la production d'électricité à partir du biogaz n'est pas élevée avec les techniques actuelles. Elle peut être mise en oeuvre lorsque les bénéfices indirects ou ses bénéfices sociaux sont élevés. Elle ne peut être vulgarisée qu'à partir d'équipements de production de biogaz très performants à développer, avec un taux d'utilisation augmenté et avec une marge économique améliorée pour la production à partir du biogaz.

Problèmes dans l'évaluation des installations communautaires Indiennes de biogaz

Dans le cas d'une installation en Inde ou dans d'autres pays en développement, le coût du terrain a été étudié dans le détail par le KVIC pour l'éventail des capacités du seul modèle vulgarisé à grande échelle en Inde. Les coûts de construction d'une installation sont très élevés (estimations du KVIC, 2 332 Rs pour 2 m^3 valeurs de 1975) et les promoteurs des installations biogaz ont tendance a réduire ces coûts dans les analyses économiques, en se fondant sur un coût d'opportunité peu élevé du terrain utilisé et de la main d'oeuvre utilisée pour la construction. A l'exception des zones à forte densité de population, le terrain peut être considéré sans valeur tant que les surfaces mises en jeu sont peu élevées. De même, la prise en considération d'un coût de main d'oeuvre nul ne peut être validée que dans le cas d'une pénurie de travail importante.

Au niveau des critères d'adoption, la pratique a mis en évidence que le coût financier de la construction par rapport aux produits financiers de la ferme était le facteur le plus déterminant. Pour que ces coûts soient abordables, le KVIC a organisé des procédures de subvention. Puisque le fermier ne peur construire une installation sans un prêt, il apparaît dans les faits que si l'on tient compte des coûts de construction actuels, ils ne sont accessibles qu'à un petit nombre de fermiers. Le principal point où les analystes sont d'accord concerne le besoin urgent d'une réduction des coûts si l'on veut que le programme ait l'opportunité d'intéresser les ménages les plus pauvres.

Gisements de matières organiques

En Inde, il consiste essentiellement en fèces de bovins. Le coût d'opportunité le plus intéressant de ces fèces correspond à leur valeur dans la meilleure alternative d'utilisation possible; ce qui correspond généralement à la fertilisation. Ce fait simplifie les analyses car l'aspect fertilisant est pris en compte à l'entrée et à la sortie, et les coûts et bénéfices se compensent largement.

Bhavani (1976) a donné une estimation composée basée sur les utilisations des fèces comme énergie et engrais. Il concluait "qu'il est certain que le bilan économique des installations de biogaz dépend de la proportion de fèces bovins qui sont utilisées comme engrais avant l'introduction de l'installation".

Copyrighted material

Ainsi, le prix des fèces doit être pris en compte comme engrais et comme matériau utilisé dans les foyers. Cette constatation ne favorise pas le bilan économique des installations de biogaz, bien au contraire, car elle signifie que les coûts récurrents de l'installation de biogaz doivent être évalués de la même façon que pour les fèces utilisés. Dans la pratique, les paysans Indiens ne sont pas à même de supporter l'investissement et pour la minorité qui le peuvent, les prévisions de la valeur des fèces sur le marché sont suffisantes.

Durée des travaux de collecte des matières organiques et de l'eau, de l'exploitation et de la maintenance du digesteur

Puiqu'il est générallement admis que le temps de travail est le même, qu'il s'agisse de collecter les fèces pour des usages traditionnels ou pour une installation de biogaz, aucune valeur n'est donnée dans les analyses financières à ce travail de collecte. Pour les gros paysans qui possédent des installations de biogaz, les fèces bovins sont souvent collectées dans la cour de la ferme et il est plus aisé de cumuler ce travail avec les autres. La nécessité d'une alimentation constante en eau réduit souvent les possibilités d'implantation car beaucoup de villages ne disposent pas d'eau toute l'année. Les autres tâches principales sont le mélange des fèces et de l'eau, le chargement de l'installation, l'agitation, et l'évacuation d'un volume équivalent d'effluents sur les compostières (Berger 1976, pour le Népal et Van Buren 1979 pour la Chine). Dans une analyse sociale des coûts et des bénéfices, les travaux d'exploitation de l'installation peuvent être considérés comme nuls par rapport au travaux nécessaires à la construction.

Maintenance

Une maintenance trop faible a été signalée comme la seule cause importante de disfonctionnement des installations de digestion, particulièrement l'absence de peinture du gazomètre pour limiter la corrosion. Suivant un suivi effectué par Moulik et al. (1978) pour les modèles KVIC, le plus important poste de dépense concerne le gazomètre. Les conclusions du suivi suggèrent que l'accès à une assistance technique est déterminant pour les performances de l'installation et beaucoup d'études des bénéfices et coûts sociaux négligent ce point particulier. Le développement d'Offices de Biogaz est une clé dans le développement rural aussi bien en Chine qu'en Inde. Marchaim, durant son voyage en Chine (1990), mentionnait que beaucoup de familles exprimaient leurs remerciements aux officiers pour l'extension du biogaz.

Evaluations économiques

Un consensus sur une méthodologie doit être mis en place pour permettre la comparaison des données économiques suivant diverses applications, dans des circonstances variables et pour permettre de rigoureuses comparaisons économiques entre le biogaz et les autres techniques d'énergies renouvelables ou les sources d'énergie conventionnelles.

La viabilité financière des installations de biogaz dépend des produits qui, sous la forme de gaz et d'effluents, peuvent se substituer aux énergies, engrais ou aliments qui étaient préalablement achetés. Dans ce cas, les économies engendrées peuvent permettre de rembourser le capital et les coûts de maintenance, et l'installation aura de bonnes chances

Copyrighted material

d'être économiquement viable. Cependant, si les produits ne peuvent permettre de générer des liquidités, ou réduisent seulement les dépenses, alors les installations perdent leur viabilité financière. Finallement, si des critères sociaux sont pris en compte pour évaluer le biogaz, les conclusions seront plus favorables que pour une analyse strictement financière. La viabilité sociale est difficile à évaluer à cause des problèmes liés à la valeur à donner aux bénéfices secondaires.

La rentabilité financière des installations communautaires est limitée par des considérations similaires à celles des unités familiales, bien que les économies d'échelle tendraient à mieux les placer financièrement. Cependant, il apparaît que les premiers obstacles à la diffusion ne sont pas économiques ou techniques, mais plutôt sociaux et organisationnels. Comme les bénéfices économiques issus d'une installation communautaire peuvent profiter aux ménages les plus pauvres qui ne peuvent accéder aux coûts d'investissement et d'exploitation des unités familiales, ces installations seraient socialement plus viables que ces dernières.

Copyrighted material

CHAPITRE XII

CONTRAINTES TECHNIQUES ET ECONOMIQUES A L'INTEGRATION DES INSTALLATIONS DE BIOGAZ A LA FERME

Le nombre de constructions d'installations de biogaz en Europe a sérieusement fléchi ces dernières années. Willinger (1988) a tenté de faire le point sur les problèmes techniques, financiers et sociaux majeurs qui ont amené à ce constat. Une liste des mises à jour techniques et quelques nouvelles idées en matière de stratégies du marché pourraient permettre de renverser cette tendance.

A la suite de la première crise du pétrole en 1973, des efforts de recherche considérables ont été faits de par le monde dans le domaine des énergies renouvelables et particulièrement dans celui de la digestion anaérobie. La phase de recherche de base a été suivie de recherches conséquentes, appliquées et à l'échelle pilote, et on en est actuellement aux installations de démonstration. En dépit des progrès de la recherche et des aides pour les unités pilotes et de démonstration accordées par les Etats et la CEE, la technique ne s'est pas diffusée dans l'agriculture européenne comme cela avait été espéré. Les projections étaient peut-être trop optimistes : il a fallut 100 ans pour remplacer le bois par le charbon et 30 années sont encore passées avant que le pétrole ne devienne la source d'énergie prédominante. Finalement, le développement de l'énergie nucléaire a pris plus de 20 ans même si les investissements en recherche étaient le triple de ceux consentis pour la digestion anaérobie.

Actuellement, à peu près 500 installations de biogaz sont exploitées dans les fermes en Europe (Demuynck et Nyns 1984). Plusieurs raisons sont invoquées par les propriétaires dee ces installations. Les principaux arguments sont la substitution du pétrole, l'autonomie en énergie, l'hygiène et la réduction des odeurs des lisiers, l'amélioration de la valeur fertilisante et la protection de l'environnement.Alors que dans les premières années, l'aspect énergétique était primordial, sinon la seule raison de la construction d'une installation, ces dernières années, l'impact sur l'environnement (qualité de la fertilisation, réduction des odeurs) a pris une importance considérable. Malheureusement, le taux de construction a diminué remarquablement au cours de ces mêmes années. Le développement a également suivi une chute drastique. La phase initiale, après la crise du pétrole, a été suivie d'une phase de croissance qui, vers 1984, s'est transformée en un certain désenchantement causé par un certains nombre de facteurs.

Contraintes qui retardent la diffusion des installations

Contraintes générales : la production de biogaz souffre de l'image de marque de la plupart des techniques d'énergies renouvelables : c'est une technologie complexe, qui requiert la combinaison de multiples disciplines techniques entre lesquelles les professionnels ne sont pas habitués à collaborer. En d'autres termes, lorsqu'il vient aux énergies

Copyrighted material

alternatives, l'ingénieur électricien ou mécanicien traditionnel est dépassé. Cette simple remarque englobe malheureusement la majorités des contraintes de diffusion rapide des énergies renouvelables. Actuellement, il y a trop d'ingénieurs expérimentés dans le domaine de l'énergie nucléaire.

Contraintes techniques : même avec les plus larges définitions, les 500 installations de biogaz décrites dans l'étude de la CEE (Demuynck et Nyns 1984) peuvent être divisées approximativement en 17 procédés différents. Particulièrement au cours des premières années de développement, chaque constructeur mettait en oeuvre son propre procédé. Ainsi, les mêmes difficultés se sont répétées plusieurs fois. Le résultat en est que beaucoup de procédés ont été écartés, non sans avoir toutefois contribué à la mauvaise image de marque de la technique du biogaz. De nos jours, la technique est devenue plus simple et plus performante. Les coûts de construction sont réduits aux coûts planifiés les plus élevés. Le marché a diminué, ce qui fait que les meilleures installations récentes sont très peu diffusées. Il y a toujours des possibilités d'étudier des procédés plus sophistiqués, avec un meilleur niveau de standardisation. Des progrès pourraient être faits si des fonds publics étaient disponibles pour les petites entreprises très souples spécialisées dans la digestion anaérobie, plutôt que pour de grosses entreprises qui ont des frais de gestion élevés. De plus, les petites entreprises sont à même de mettre en commun leur savoir faire, ce qui est une condition essentielle pour le développement rapide des techniques de petite capacité. Les projets gigantesques du MBB en Allemagne et en Asie peuvent être mentionnés comme un exemple d'application inconsidérée de la technique du biogaz. Ainsi les installations de biogaz villageoises au Danemark, qui sont souvent citées, souffrent toujours de la mauvaise image typique des grandes firmes industrielles. L'initiative du centre Folke au Danemark peut être considérée comme une des nombreuses approches positives de coopération technique. A part les problèmes de relations personnelles, il y a un autre obstacle majeur à la diffusion des installations de biogaz. Les systèmes de traitement des lisiers ne se sont développés que ces dernières années, alors que 80% environ des fermes disposent d'un système à base de fumier. La technique de digestion des fumiers est toujours basée sur le système discontinu qui date des années 50. Dans bien des cas, une autre source d' énergie renouvelable, comme le bois ou la paille, concurrence le biogaz.

Contraintes financières : la principale restriction financière a trait au prix du pétrole. A peu près jusqu'en 1985, la plupart des installations de biogaz avaient un temps de retour de moins de 15 ans, ce qui était compatible avec sa durée de vie supposée. Avec la chute du prix du pétrole, les temps de retour sont devenus pratiquement infinis. Malheureusement, les prix de l'énergie sont toujours basés sur le prix du pétrole, ce qui n'est pas correct tenant ne pas compte des coûts sociaux. Avec les énergies renouvelables, le coûts de la réduction des émissions polluantes dans l'atmosphère sont actuellement payés par le propriétaire de l'installation, alors que les générations futures devront payer le prix des pollutions actuelles.

Une base améliorée pour l'étude des coûts pourrait être obtenue sur la base du prix de l'électricité si les compagnies de distribution avaient à payer des coûts réalistes. Ces prix moyens reflètent les coûts réels d'une installation de production d'énergie nouvellement construite. Aussi longtemps que le marché mondial sera saturé par une électricité bon marché, à partir d'environ 0,04 FrsS./KWh, les chances de remboursement d'un prix plus élevé pour les énergies alternatives sont très faibles, en dépit du fait que du point de vue de

l'économie politique, la production d'électricité à partir du biogaz constitue la solution la plus favorable. La performance globale du procédé est élevée (plus de 80%) et l'électricité produite a une capacité énergétique réelle. Une autre contrainte financière qui affecte le développement et par là même la diffusion des installations de biogaz est la réduction des budgets de recherche dans beaucoup de pays.

Contraintes sociales : très certainement, la mauvaise image de marque imputable aux premières installations de production de biogaz a-t-elle considérablement réduit l'intérêt des agriculteurs. En particulier les mauvais fonctionnement observés sur les énormes installations préalablement mentionnées, ainsi que les installations de biogaz villageoises au Danemark, ou encore les installations érigées dans les écoles d'agriculture en Suisse, ont ils été utilisés au détriment de la diffusion locale, même si beaucoup de problèmes sont imputables à une maintenance insuffisante, car personne ne se sentait responsable. Etant donné que le biogaz est une "technologie nouvelle", la pression sociale pour construire sa propre installation est insuffisante. A cause de la faible densité des installations, on ne ressent pas de pression particulière, encore moins de la part des conseillers agricoles car ils ne sont pas des familiers de cette technologie.

Le biogaz a toujours une image "pionnière" en Europe, sans lettre de noblesse. En dépit des coûts d'investissement élevés, il est toujours considéré comme une technologie de base, bonne seulement pour les pays en développement. Une approche professionnelle du marché incluant de la publicité, des sessions pour les consultants et les ingénieurs, ainsi que des séminaires de présentation avec des visites techniques, pour les décideurs politiques, renouvellerait probablement la diffusion des installations de biogaz. Quelques approches sont actuellement en cours, mais une coordinnation internationale pourrait certainement accélerer le processus.

Exigences pour l'optimisation d'une installation de biogaz intégrée

Avant que tout concept ou argument soit développé, on doit savoir qu'un certain nombre de systèmes de biogaz sont disponibles et peuvent être satisfaisants non seulement sur le plan technique (ce qui est à prouver dans la pratique), mais aussi par rapport à leur intégration optimale dans une ferme nouvelle ou pré-existante.

La figure 12.1 traite du processus de décision en vue de la construction d'une installation de biogaz.

L'étable : dans l'étable, le système d'évacuation des déchets est le point critique qui peut conduire à des problèmes opérationnels. La conception des canaux à lisier est importante. Leur taille et le type d'enlèvement doivent être en correspondance, comme l'ont relevé plusieurs auteurs (comme Robertson 1977; Nosal et Steiner 1986). Pour des matériaux plus dilués, des systèmes gravitaires sans entraînement mécanique sont à préférer. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec des canaux à vanne-écluse ou à débordement. Une utilisation excessive d'eau pour nettoyer les canaux conduit à des surconsommations énergétiques et nécessite des digesteurs de volume plus important. Si le nettoyage des canaux est nécessaire, du lisier frais ou digéré sera utilisé. L'addition de déchets solides est à prohiber car elle tend à former des écumes. Le broyage des pailles dans la fraction liquide nécessite plus d'énergie qu'un broyage préalable, avant le litiérage. Les fosses de réception

Copyrighted material

doivent si possible être placées dans l'étable ou être isolées pour diminuer les pertes thermiques. Leur volume doit être aussi faible que possible. Il faut savoir que pour chaque degrés Celsius perdu par m^3 de lisier avant l'admission dans le digesteur, 260 l de biogaz devront être utilisés.

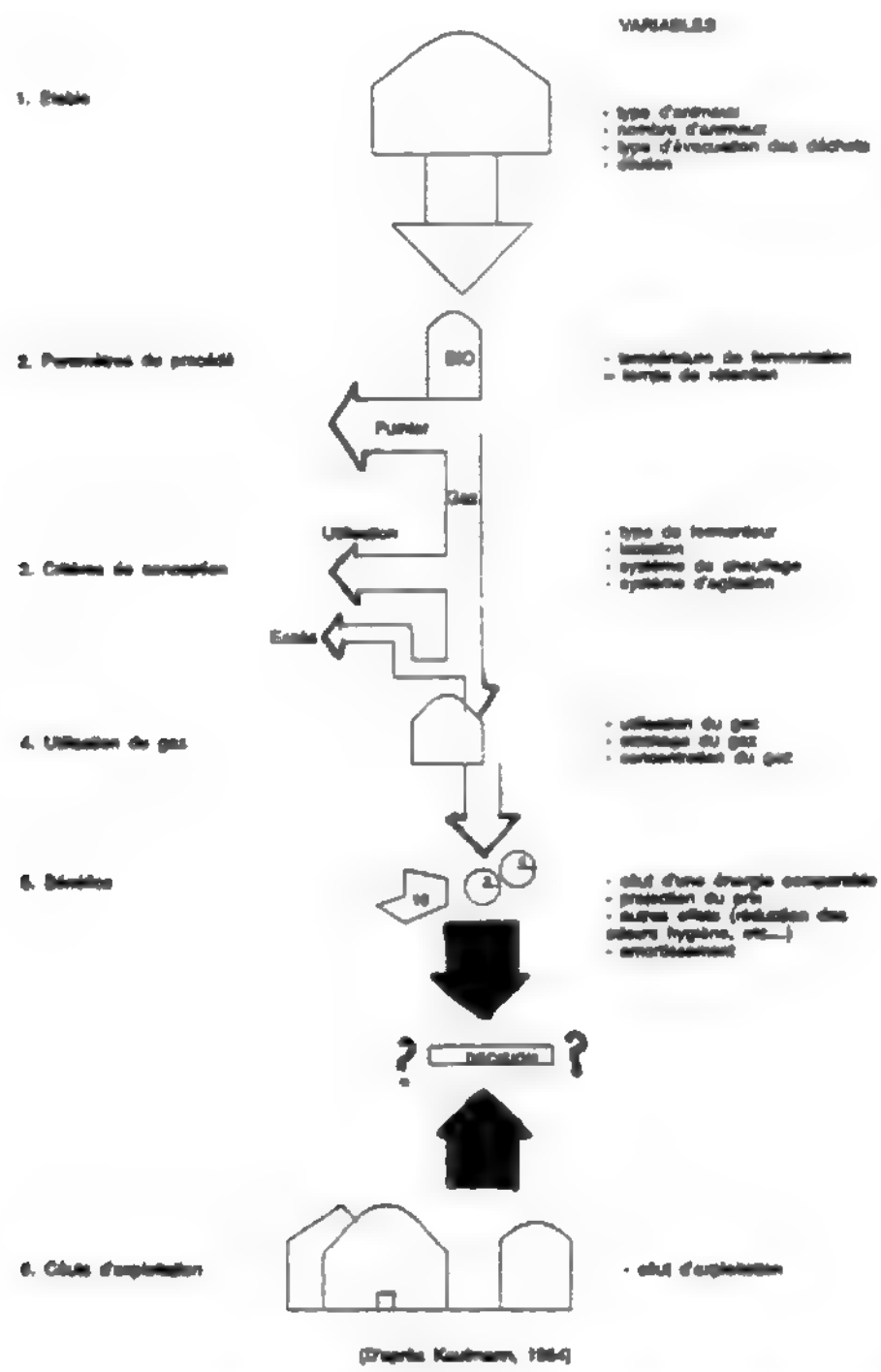


FIGURE 12.1 : Processus de décision en vue de la construction d'une installation de biogaz

Paramètres du procédé : en digestion mésophile, le temps de rétention doit être aussi court que possible. Les meilleurs rendements sont obtenus avec 10 à 15 jours, pour le lisier de porcs (Van Velsen 1981), 10 jours pour le lisier de boeufs à l'engraissement (Baserga 1984) et avec 18 jours pour le lisier contenant de la paille (Wellinger 1985). Cependant, de récents développements montrent que pour des climats froids, les meilleurs rendements nets en énergie sont obtenus avec des temps de rétention de 40 à 50 jours et une température de fermentation voisine de 22°C (Sutter et Wellinger 1987). Dans les pays où, de par la loi, de grands volumes de stockage sont nécessaires, comme en Allemagne et en Suisse, un système combiné de stockage et digestion (Système ACF, Wellinger 1988) donne d'excellents résultats.

Copyrighted material

Critères de conception : Dans la mesure du possible, des digesteurs enterrés devront être construits. Ils ne nécessitent pas de pompage à partir de la pré-fosse ou vers le réservoir de stockage. Les coûts des pompes sont peu élevés, mais leur durée de vie est courte et les coûts de remplacement sont élevés. Avec une arrivée directe de la pré-fosse vers le digesteur, une quantité importante de chaleur en provenance du lisier frais peut être conservée. De plus, les digesteurs enterrés provoquent des pertes thermiques considérablement moins importantes. Cependant, dans la majorité des cas, les digesteurs doivent être construits hors sol. Une bonne isolation, de préférence sur la face extérieure du digesteur, avec une épaisseur de 12 cm ou plus se traduisant par un coefficient de transfert de 0,4 $W/m^3.°C$ ou moins, est fortement recommandée.

Les systèmes de chauffage sont de préférence fabriqués en matériaux plastique pour prévenir la corrosion. Les performances optimales varient de 150 W/m^3 à 270 W/m^3 de digesteur en fonction du taux de matières sèches et du temps de rétention (Walther 1985). Pour éviter la formation d'une croûte sur les échangeurs, le température de chauffe ne doit pas excéder 55°C. Pour l'agitation, les meilleurs résultats ont été obtenus avec des agitateurs lents (5 à 25 trs/mn), qui provoquent un mouvement suffisant pour éviter les formations de croûtes et de dépôts. Une bonne agitation peut être obtenue avec des puissances de l'ordre de 40 $Wh/m^3/j$ ou plus. Si de la paille ou un autre matériau gonflant est utilisée, l'agitation seule ne peut éviter la formation d'une croûte, tant que ce matériau n'a pas été enlevé (Baserga *et al.* 1985). Une autre technique d'agitation de la masse en fermentation consiste à y recirculer le biogaz. Cette technique est utilisée depuis de nombreuses années dans la digestion des boues urbaines et elle a donc fait ses preuves.

Utilisation du gaz : les possibilités d'utilisation du gaz sont les mêmes que pour le gaz naturel. Dans une installation optimisée, le gaz produit est utilisé à 100% au cours de l'année. C'est la seule solution qui permette d'atteindre une certaine rentabilité. La production de gaz doit donc couvrir les besoins de base, tandis que les pointes seront couvertes par une autre source d'énergie, comme le bois ou la paille. Si le biogaz doit assurer les besoins de pointe, dans la plupart des cas le stockage d'eau chaude sera comparé aux autres formes de stockage d'énergie telle que le stockage du biogaz. Pour la plupart des applications dans la production d'électricité, la désulfuration du biogaz est recommandée (Egger 1984). L'épuration du dioxyde de carbone n'est pas nécessaire, même si le biogaz est compressé (Wellinger *et al.* 1984).

Si toutes les conditions d'une bonne intégration sont bien évaluées, les coûts d'exploitation d'une installation seront automatiquement aussi faibles que possible.

Nouveaux encouragements à la construction d'installations de biogaz

Au cours de ces dernières années, la construction de nouvelles installations de biogaz a considérablement diminué, mais il y a des signes de reprise. L'augmentation des problèmes liés à l'environnement et les pollutions catastrophiques de l'air ces dernières années, qui ont conduit à une augmentation des maladies respiratoires et à la destruction des forêts, ont considérablement fait évoluer l'opinion publique. Dans la plupart des pays, aucun projet public n'est accepté (centrales énergétique, décharge de déchets, immeubles, etc...) avant que la possibilité d'utiliser des applications des énergies renouvelables n'ait été étudiée. Si cette nouvelle pression sociale s'accentue, elle va amener de nouvelles motivations chez

Copyrighted material

les agriculteurs. Mais, plus important encore, un certains nombre de nouvelles lois sur la consommation d'énergie et la protection de l'environnement ont été introduites et sont acceptées, ce qui, avec le temps, permettra la mise en place d'aides financières mieux adaptées pour les applications des énergies renouvelables, sous la forme de subventions ou de réductions de taxes.

Si l'on saisit maintenant l'opportunité de cet environnement social et politique favorable, et si nous poussons à la construction d'un nombre significatif d'installations de biogaz performantes, aussi bien dans l'industrie que dans l'agriculture, on devrait assister à une percée de la digestion anaérobie, indépendamment du coût actuel.

Copyrighted material

CHAPITRE XIII

PROGRAMMES DE BIOGAZ DANS LES PAYS EN DEVELOPPEMENT

Beaucoup de pays sont conscients de l'intérêt de la technologie du biogaz depuis le milieu du vingtième siècle. L'intérêt réel pour le biogaz s'est principalement manifesté autour de 1973, à l'occasion de la crise du pétrole, qui attira l'attention sur l'inflation des énergies fossiles, sur les ressources en énergie et sur le besoin de développer des sources d'énergie renouvelables comme le biogaz. L'importance du biogaz comme source d'énergie performante et non polluante est maintenant reconnue.

Des organisations internationales comme la Commission Economique et Sociale pour l'Asie et le Pacifique (CESAP), l'Organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture des Nations Unies (FAO), l'Organisation des Nations Unies pour le Développement Industriel (UNIDO), l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) ont effectué un travail considérable pour contribuer au développement de la technologie du biogaz.

Afghanistan : le développement du biogaz a été initié avec un projet de démonstration du biogaz financé par le PNUD. Il a été proposé que des installations de démonstration soient mises en place dans chaque zone écologique. Des programmes de dissémination basés sur l'expérience obtenue avec les projets de démonstration seront lancés.

Bangladesh : bien que des travaux de recherche et développement aient débutés dès 1973 dans les Ecoles d'Agriculture, peu de travaux ont été conduits sur le terrain. Quelques installations de démonstration ont été mises en place. L'Ecole d'Agriculture du Bangladesh a organisé un séminaire à Mymensingh en 1981 avec l'assistance de l'UNESCO. Les quelques installations mises en place sont conçues sur le modèle du KVIC. Cependant, des expériences sont conduites avec des modèles à dôme fixe. Un plan de développement d'envergure, qui doit être financé par le PNUE, a été étudié avec pour objectif un besoin urgent de remplacer le bois de feu et le fuel.

Bhutan : le premier programme d'envergure a commencé en 1987, à travers une coopération entre l'UNICEF et la Division de l'Energie Rurale. Cinquante quatre digesteurs à dôme fixe de 2 et 3 m3 ont été construits en 1988 et fonctionnent de façon satisfaisante.

Birmanie (Union de Myanmar) : même si le Myanmar est auto-suffisante en énergie fossile et en bois de feu, la déforestation, l'infrastructure de transport inadéquate dans certaines régions et l'anticipation de l'augmentation de la demande en énergie ont provoqué des mesures pour le développement de sources d'énergie alternatives et renouvelables. Des recherches sur différents aspects de la technique de biogaz ont été conduites ces dix dernières années par l'Organisation Centrale de Recherche. Le Département du Machinisme agricole du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt est l'une des principales Institutions impliquée dans le développement d'un programme. Ce Département a développé un modèle de

Copyrighted material

digesteur semi-industriel d'une capacité de production de 50 l/jour. En 1981, six digesteurs de type flottants ont été construits dans des coopératives et des fermes d'élevage. Environ 40 digesteurs flottants ont été construits en 1982 dans le village modèle numéro 1, près de Rangoon. Le Centre de Production et d'Utilisation du Biogaz a été créé en 1983 sous l'égide du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt pour coordonner les recherches et le développement de la technique du biogaz. Il est destiné à couvrir 500 villages dans 10 Etats dans le cadre du projet de développement du biogaz. La cible de 2 000 familles a été finalisée en 1990, pour lesquelles 14 équipes de construction (une pour chaque Etat) sont disponibles.

Chine : la Chine a une surface totale d'environ 9,6 millions de km^2 et une population totale de 1 100 millions d'habitants. Il y a à peu près 900 millions de paysans en milieu rural et environ 60% de la population totale est engagée dans l'agriculture. Environ 34% de la surface totale est cultivée. La surface de forêts avoisine 14%. Au cours des deux dernières décades, la surface de forêts a augmenté de 11 millions d'hectares environ.

Il y a environ 130 millions de bovins et animaux de trait, 260 millions de porcs, 170 millions de moutons et de chèvres et quelques 1 400 millions de volailles en Chine. L'agriculteur dispose en moyenne de 0,3 unité bovine (d'un poids de 500 kg) par ha. La consommation énergétique était en 1984, en milieu rural, de 370 millions de tonnes d'équivalent charbon, dont 40% à partir du charbon et 60% à partir de la biomasse (paille et bois de feu). Ceci correspond à 230 millions de tonnes de paille et 180 millions de tonnes de bois. Une autre estimation donne une consommation de 400 millions de tonnes de résidus de récolte et de paille, brûlés annuellement pour les besoins domestiques. Ce qui correspond à environ 80% de la consommation d'énergie rurale. De plus, 70 millions de m^3 de bois de feu sont brûlés annuellement. La productivité de la forêt est seulement de 120 millions de tonnes par an, laissant donc un déficit annuel de 600 millions de tonnes.

L'expérience du biogaz en Chine

La Chine a beaucoup appris durant ces dernières années. Après 1975, des slogans tels que "Met le packet" ou "le biogaz pour chaque ménage" ont conduit à la construction de 1,6 millions de digesteurs par an, très bon marché (20 à 30 Yuans) mais de mauvaise qualité. En 1980, plus de 50% des digesteurs étaient défectueux et n'étaient pas utilisés. La conséquence fut qu'en 1979 la politique évolua vers "une meilleure cohérence, une vulgarisation positive, un développement par paliers, une avancée régulière". L'activité de construction a chuté en deça du tiers de celle du début. L'attention a été portée vers la combinaison de la quantité avec la qualité pour obtenir un développement consolidé. Au cours de cette période, 95% des digesteurs construits le furent sans défauts et leur taux d'utilisation a atteint 85%. Ces mesures doivent être considérées compte-tenu des conditions locales. Les conditions climatiques, aussi bien que sociales et culturelles, sont étudiées avant que les digesteurs ne soient mis en place. Toutes les localisations ne sont pas aptes à recevoir le biogaz. Dans la Province de Sichuan, les digesteurs sont construits principalement dans les zones où il n'y a pas de petites centrales électriques, de gisements de charbon ou de possibilité de plantation d'arbres. Il a également été mis à jour que la vulgarisation du biogaz ne serait vraiment possible que si les bénéfices directs pour l'agriculteur sont significatifs. Pour augmenter les bénéfices directs, les PBT assistent dans l'utilisation complète des déchets. Le digesteur est la clé d'un système de production intégré. Les gens ont reconnu que

Copyrighted material

l'organisation était nécessaire dans la perspective d'un développement du biogaz sur le long terme. La gestion du système fait appel à une multitude de tâches pour la préparation, la construction et l'exploitation des digesteurs (politique de développement, modèle adapté, organisation et financement des services de formation et d'extension, distribution du matériel, recherche...). Le développement rapide des zones rurales a conduit à quelques problèmes nouveaux dans les travaux de développement du biogaz. De plus en plus de gisements de charbon ont été mis à jour, tandis que les rendements en riz et consécutivement en paille augmentaient. Les agriculteurs ne sont plus aussi disposés à construire plus d'installations biogaz à cause de l'accès facile au charbon. De plus en plus d'agriculteurs mettent en oeuvre de petites entreprises individuelles, abandonnant l'agriculture, et perdant ainsi leur intérêt pour un digesteur. De plus, les prix du ciment par exemple ont augmenté et une part minimale du ciment doit être achetée sur le marché. Tous les agriculteurs ne peuvent pas se procurer du ciment hors taxes. Bien que la qualité des digesteurs et les bénéfices potentiels de l'opération aient augmenté, la vitesse de leur diffusion est lente.

Potentiel pour la production de biogaz et la construction de digesteurs

Les paysans Chinois utilisent une grande variété de substrats, comme la paille, les matières de vidange et les lisiers pour les procédés de fermentation. Différentes sources estiment que le potentiel total de production de biogaz est de 62 000 à 145 000 millions de m^3 (45% à partir de lisiers d'élevage, 5% à partir des matières de vidange et 50% à partir de paille et de résidus de récolte). Ce qui serait équivalent aux besoins totaux de la population rurale pour la cuisine et l'éclairage. Seulement 2,5% de ce potentiel est actuellement utilisé par environ 5 millions de digesteurs. La production de biogaz varie de 0,20 à 0,25 m^3/kg Matières Solides (MS), ou 0,1 à 0,15 m^3/jour. En milieu rural, où l'eau est rare, ou lorsque les agriculteurs sont amenés à utiliser des déchets secs, la fermentation en milieu solide est popularisée. La préparation du substrat diffère sensiblement. La production de biogaz dépasse 0,2 m^3/kg de MS introduit, soit 0,2 m^3/jour.

Le nombre total d'installations de biogaz peut être estimé en divisant le potentiel de production par 300 m^3 de gaz, ce qui donne quelques 200 millions de digesteurs. Avec le taux de construction actuel d'environ 500 000 digesteurs par an, cela prendra plus de 400 ans pour couvrir la totalité du marché. Actuellement, des installations de biogaz ont été construites dans 16 des 28 provinces. Les conditions climatiques des autres provinces sont moins favorables et l'impact potentiel du biogaz doit encore y être estimé. Le besoin en énergie de l'agriculteur semble n'avoir qu'une incidence réduite sur le processus de décision.

Actuellement, il y a environ 5 millions de digesteurs familiaux à dôme fixe de capacité 6, 8 et 10 m^3 en fonctionnement en Chine, 50 000 digesteurs en bâche plastique (RMP) de plus de 10 m^3 et l'objectif annuel se situe à 400-500 000 petits digesteurs familiaux et 25 000 de taille plus importante (fermes, distilleries, etc...). Même si la Chine a le plus fort taux de construction de toute la région, ce taux est faible comparé aux potentialités. La nouvelle attitude consiste en un développement positif, avec une meilleure attention pour la construction et plus particulièrement à la gestion, et à rechercher de véritables bénéfices. Des constructions familiales solides et de qualité sont à un stade de développement avancé. La construction des digesteurs familiaux à dôme fixe bien avancée est en passe d'être standardisée au niveau national. Une expérience solide est disponible en matière de disponibilités des matériaux de construction, de techniques et de conception. Les matériaux

de construction et la technique sont sélectionnés compte-tenu des disponibilités locales (briques, mortier, ciment, blocs pré-fabriqués) afin réduire les coûts.

Utilisation du biogaz

Le gaz est utilisé par environ 25 millions de personnes pour la cuisine et l'éclairage, pendant 8 à 10 mois de l'année. Beaucoup de ménages ruraux sont équipés de foyers à biogaz et de foyers améliorés à bois. Avec ce dernier, l'agriculteur brûle du bois ou de la paille pendant les mois d'hiver, pour la cuisine et le chauffage. Des foyers à biogaz améliorés et bon marché, ainsi que des lampes ont été développés et sont distribués à chaque producteur de biogaz; Le coût d'une lampe à biogaz varie de 6 à 12 Yuans. Les lampes et les brûleurs sont adaptés aux basses pressions de l'ordre de 2 cm à laquelle opèrent les digesteurs de type RPM. Des brûleurs industriels et commerciaux ont aussi été introduits en Chine. Les utilisations du biogaz sont multiples : il y a environ 400 centrales de puissance alimentées au biogaz, pour une capacité totale de 5 800 chevaux. Environ 800 centrales électriques alimentées au biogaz, avec une capacité totale de 7 800 KW, alimentent en électricité 17 000 ménages. De ce fait, la Chine a une certaine expérience du fonctionnement des moteurs diesel et essence au biogaz.

Il y a de nombreuses applications agricoles, comme le séchage des récoltes, la fermentation du thé, l'opération des couveuses, des plantations de riz et des champignonnières, etc... Des radiateurs à infra-rouge, des couveuses et des réfrigérateurs et conditionneurs d'air avec contrôle automatique ont été développés et sont utilisés.

Utilisation des effluents

Le fait que l'installation de biogaz puisse survivre dépend, au delà des seuls bénéfices par rapport au biogaz produit, de ses bénéfices globaux. Les bénéfices liés aux effluents sont d'une haute priorité en Chine et leur utilisation est promue à un grand avenir. A travers la digestion de la paille, une grande quantité d'engrais est conservée en Chine. Plus de 90% des éléments N, P et K sont présents dans les effluents digérés.

Les résidus sont utilisés dans l'agriculture, l'aquaculture, pour la croissance des champignons comestibles et pour l'alimentation des vers à soie. L'augmentation du rendement des cultures est supérieure avec les effluents par rapport aux engrais chimiques seuls. La fertilité du sol (humus stable) augmente, ainsi que la porosité et la capacité de rétention en eau. Les rendements du riz ont augmenté de 11 à 14% par rapport au témoin. Les rendements en pisciculture étaient 25 à 40% supérieurs qu'avec une alimentation directe avec du lisier de porcs frais. Les champignons peuvent être récoltés 3 à 7 jours plus tôt et le rendement est augmenté de 6%. Après la culture de champignons, les résidus ont encore une valeur fertilisante. Il a été estimé que pour 8 m^3 de capacité d'installation biogaz, on peut produire le substrat nécessaire à 55 m^3 de culture de champignons. L'élevage des vers à soie devient très populaire en Chine; Il y a, par exemple, 550 ménages spécialisés engagés dans cette activité dans la province de Jiangsu.

Il faut noter que divers équipements sont utilisés pour évacuer les effluents du digesteur, pour le transport au champs et pour l'épandage. Cette opération a lieu deux fois par an, après la récolte du blé et celle du riz. Suivant les différentes méthodes de

Copyrighted material

fermentation, les effluents ont des teneurs différentes en matières sèches et sont adaptés aux usages locaux en matière d'épandage de matière organique.

Aspects économiques

Les coûts de construction varient de l'ordre de 100% suivant la localisation. Ces dernières années, les prix ont augmenté considérablement ; de 1983 à 1986, le prix du ciment a augmenté de 40 à 100 Y/t, l'acier de 500 à 1 100 Y/t et le sable de 15 à 20 Y/t. Le prix de l'essence est maintenant de 1,1 Y/l; du fuel de 0,5 Y/l et de l'électricité de 0,15 Y/KWh. Actuellement, un agriculteur doit investir 250 à 300 Yuans pour un digesteur de 6 m^3, pour une durée de vie d'environ 20 ans. Dans cette gamme, le coût du volume de digesteur est voisin de 42 à 50 Yuans/m3 ou 12 $E.U./$m^3$. Il y a une économie d'échelle, c'est à dire que chaque m^3 d'installation de plus grande capacité revient moins cher. Les travaux de construction reviennent à environ 40 Yuans (4 Yuans par homme et par jour). Les charges de travail ne constituent donc qu'une faible part de l'investissement et dans beaucoup de villages, l'agriculteur peut construire lui même son digesteur, avec les consignes des gens de la BGT. Il y a une garantie de qualité jusqu'à 5 ans.

Aides financières

La politique du gouvernement Chinois est "l'émulation par la consolidation, le développement positif, l'attention à la construction et à l'organisation, l'obtention de bénéfices pratiques" en ayant pour mot d'ordre la "construction par l'agriculteur lui même avec le soutien et de la collectivité". Les Compagnies de Service Biogaz (BSCS) ont, en général, une gestion propre et des bénéfices sont possibles à proximité des villes. Ces compagnies sans but luctratif doivent recevoir des subventions de la part des Autorités locales qui disposent de fonds à leur disposition pour la vulgarisation, le développement et les opérations de démonstration en matière de biogaz communautaire. Dans le comté de Chungdu, la BSCS reçoit 20 000 à 60 000 Yuans régulièrement comme subvention. Les investissements assurés par les Gouvernements Centraux et locaux atteignent plusieurs dizaines de millions de Yuans par an. Dans la Province de Sichuan, par exemple, le gouvernement a alloué 49 millions de Yuans pour le développement du biogaz, de 1973 à 1984. Une somme d'investissements considérables provient des organisations économiques collectives de la région. Des prêts à faible taux d'intérêt ou des prêts subventionnés du Gouvernement ont été octroyés par les banques agricoles aux agriculteurs qui avaient des difficultés pour construire leurs digesteurs.

Une aide spéciale est octroyée pour les digesteurs communautaires. L'installation près de Shenyang en est un exemple intéressant. Le coût total en 1983/84 était de 260 000 Yuans, dont 80 000 Yuans pour la construction d'un réseau d'adduction de gaz de 5 200 m. La tuyauterie principale avait un diamètre de 17 cm. Le revenue est de 60 000 Yuans par an et la période nécessaire pour l'obtention d'une rentabilité economique a été estimée de 6 à 7 ans. Il aurait été encore plus court si la distillerie avait accepté de substituer sa consommation, car le prix du charbon industriel est 2 fois supérieur à celui du charbon domestique. Dans ces conditions, les subventions de 50% par le Gouvernement local et de 25% par la Municipalité n'auraient pas été acceptées. Ainsi, les 400 villageois n'ont payé que 25% de l'investissement, soit environ 100 à 200 Yuans par famille. Le raccordement au

Copyrighted material

réseau de gaz naturel aurait coûté 1 600 Yuans à chaque famille. Un élevage familiale volailles de 20 000 pondeuses existait dans la zone de Chengdu, où le BRTC avait construit une installation de démonstration (2 x 50 m^3). La famille a investi 40 000 Yuans dans le projet, en plus de la subvention accordée par le gouvernement. Le biogaz est utilisé pour la cuisine, l'éclairage et le chauffage du couvoir. Les effluents digérés sont utilisés partiellement en pisciculture et le reste est donné aux agriculteurs comme engrais organique.

Formation en technologie de biogaz

Des séminaires de formation au plus haut niveau sont conduits par le BRTC à Chengdu depuis 1981, pour les membres de l'équipe des Offices du Biogaz. 2 à 3 séminaires sont organisés chaque année, pour 50 participants chacun. La durée est de 50 jours par séminaire. La formation comprend "la formation des formateurs" et des "gens de terrain". Plus de 1 000 personnes ont été formées. Le personnel de terrain est responsable de la vulgarisation et de l'organisation des travaux de développement, de l'information et de la gestion. Les techniciens reçoivent des formateurs dans les Offices de Biogaz. Les Offices Biogaz au niveau des Comtés tiennent des séminaires de 30 à 60 jours. A la suite de quoi les personnes formées rejoignent une équipe de construction pendant six mois. Ces personnes peuvent ensuite travailler dans d'autres équipes de construction. Les Agriculteurs Techniciens de Biogaz (PBT) reçoivent une formation théorique de 30 jours et une courte formation pratique. Tous les techniciens reçoivent un Certificat de Technicien de Biogaz après leurs examens. La formation aux technologies nouvelles est également prodiguée aux techniciens qui ont reçu leur certificat. Dans la Province de Sichuan, 200 000 agriculteurs et cadres ont reçu une formation de base depuis 1973. 6 000 PBT y travaillent maintenant sur le terrain.

La bio-énergie et l'énergie rurale sont devenues des matières à part entière dans 4 collèges et 4 écoles spécifiques de niveau moyen. Le Département de l'Information et de la Propagande (radio, TV, presse) diffuse des informations et assure la formation au niveau populaire.

De plus le BRTC à Chengdu prodique même des cours dans des séminaires internationaux. Depuis 1982, 5 séminaires ont été organisés pour 98 participants provenant de 38 pays. La plupart de ces participants, qui ont été formés pendant 4 à 6 semaines, jouent un rôle important dans le domaine du biogaz dans leurs pays. Le développement de la recherche scientifique a permis la diffusion et la vulgarisation. Des recherches intensives ont été menées dans les domaines de la construction et de la conception (application des technologies), dans lesquelles 13 organisations sont impliquées. Les activités actuelles sont orientées sur la conception de digesteurs de taille moyenne et importante (100 à 500 m^3). L'Académie Chinoise des Sciences est également impliquée dans les projets de R. et D. Les autres domaines de recherche sont :

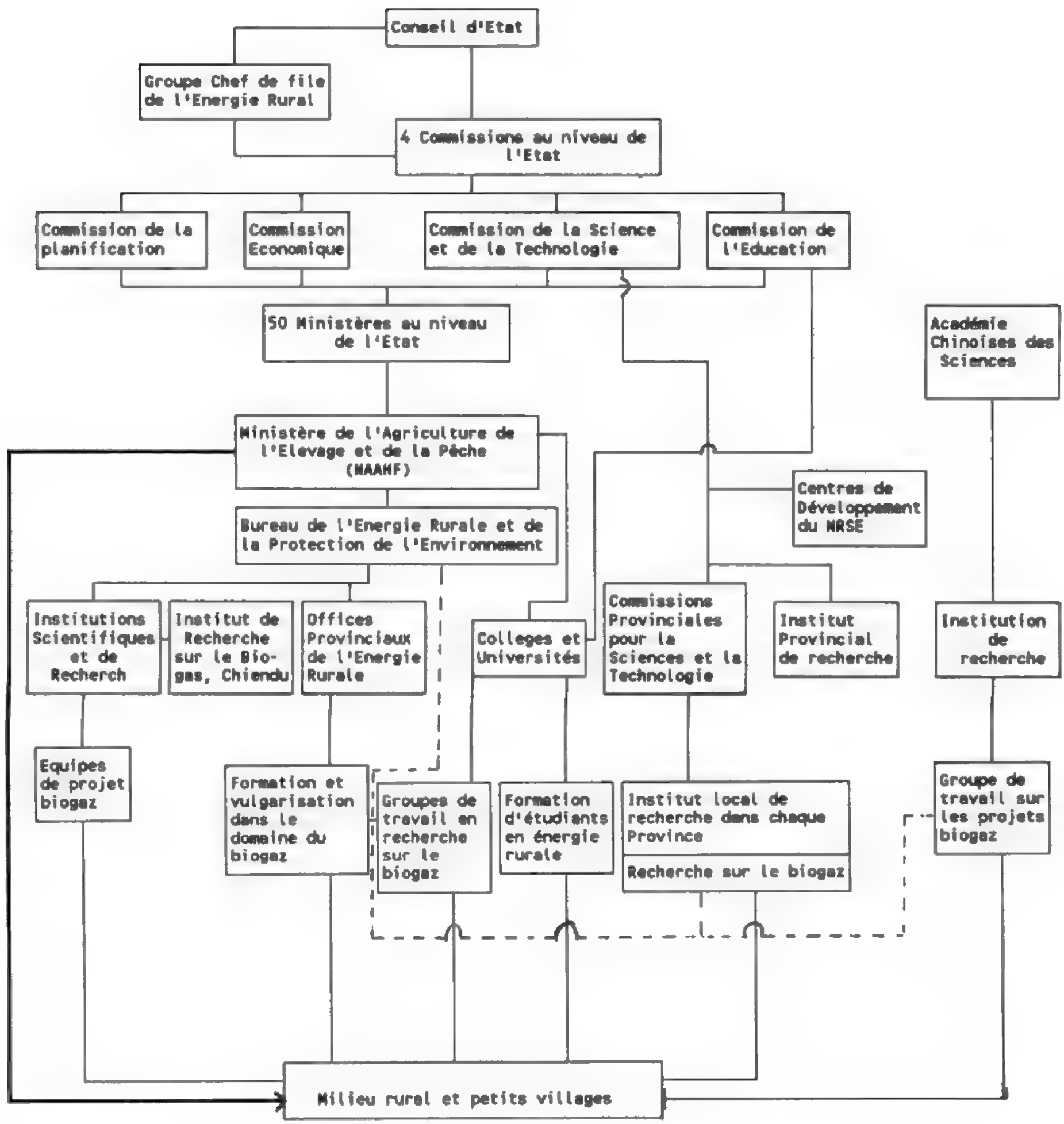
(a) techniques de fermentation ;
(b) utilisation totale du biogaz et des effluents ;
(c) nouveaux matériaux (RMP) ;
(d) bases théoriques ;
(e) utilisation du gaz.

Copyrighted material

Organisation du secteur du biogaz

La construction d'un digesteur est la base, tandis que l'organisation est la clé du développement du biogaz. La grande attention et l'importante aide du Gouvernement Chinois sont les facteurs clés du développement rapide du biogaz en Chine. La coordination générale est sous l'autorité de la Commission d'Etat pour la Science et la Technologie (SSTC) et du Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche (MAAHF). La description en est donnée Figure 13.1. Quelques 100 000 personnes travaillent dans le secteur au sens large de la technologie du biogaz (BGT). Le SSTC lui même a 14 Départements, avec 400 agents et 17 organisations affiliées qui regroupent 4 600 agents. Deux des Départements sont concernés par le domaine énergétique : le Département des Techniques Industrielles (DSTI) et le Département de l'Information Scientifique et Technique (DSIT). Le domaine de l'énergie est l'un des 5 domaines d'activité du DIT, et il est subdivisé suivant les sources d'énergie conventionnelles, nouvelles et renouvelables. Les fonctions de cette Division ont trait à la politique et à la législation, à la planification, à la supervision, à l'information et à la coopération internationale. A titre d'organisations affiliées, l'ISTIC (Institut de l'Information Scientifique et Technique de Chine) et la Branche du Chonquing de cet Institut, sont intégrés dans le BGT. La Commission pour la Science et la technologie dispose de Bureaux au niveau des Provinces et des Municipalités. Ils assurent la pérennité des institutions locales de recherche. Toutes les institutions de recherche ont été mises en place récemment (1984-85). L'Institut de Recherche sur les Ressources en Energie de la Province de Liaoning (LPRIER) a été créé en 1985. Il a pour mandat de développer, démontrer et vulgariser de nouvelles sources d'énergie : solaire (PV et thermique), biogaz (RMP et installations industrielles), alcool (de sorgho). Le schéma d'organisation est donné Figure 13.2.

Copyrighted material



Source: MAAHF, 1986

FIGURE 13.1 : Structure organisationnelle dans le domaine du biogaz en Chine

Copyrighted material

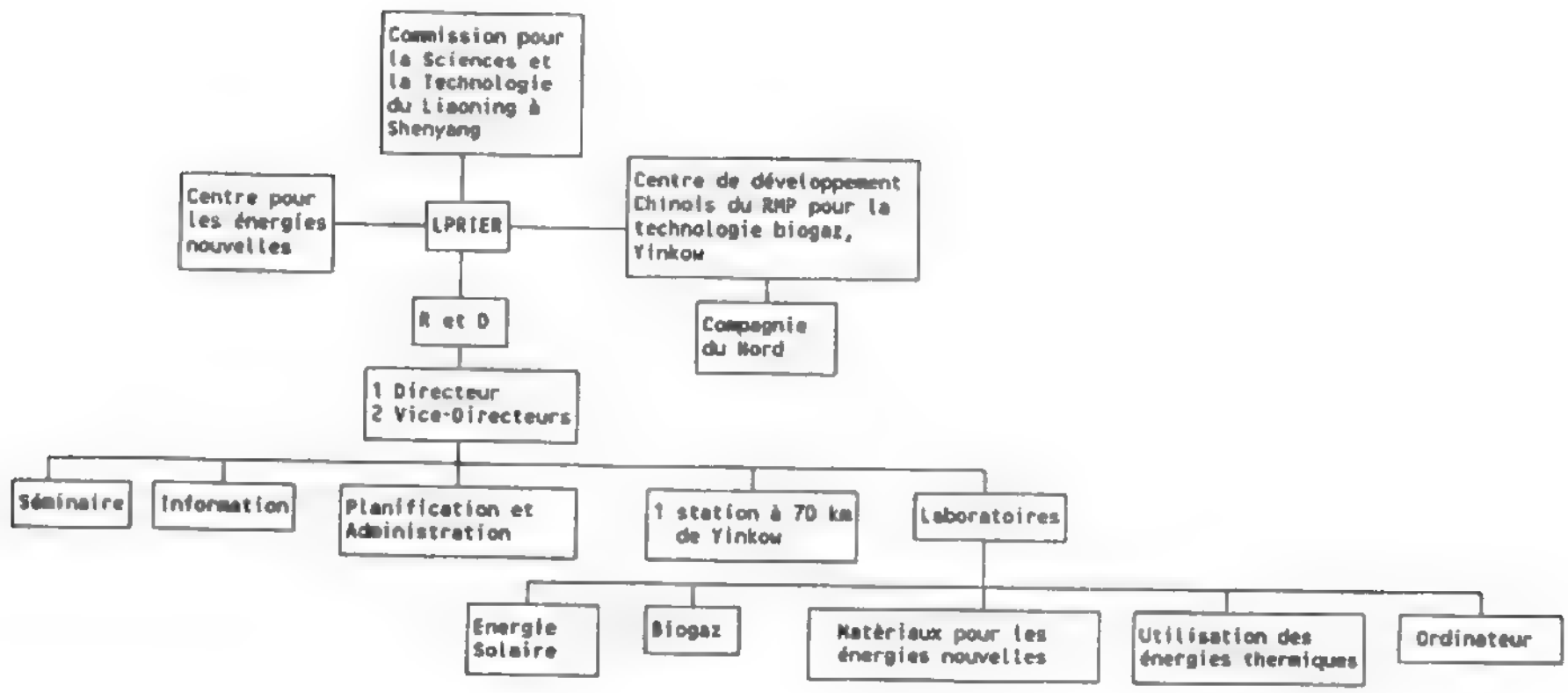


FIGURE 13.2 : Structure organisationnelle de "l'Institut de Recherche sur les ressources énergétiques de la province deLliaoning" (IPRIER)

Il est associé à trois autres institutions. Ensemble, ils représentent une équipe de 130 agents, avec plus de 70 techniciens. La recherche sur le biogaz est conduite au niveau des procédés industriels (distilleries). L'institut assiste également les activités dans le domaine de la vulgarisation des digesteurs RMP (digesteurs semi-plastifiés). Mais l'activité principale a trait à la R. et D. en matière d'équipements et de vulgarisation pour l'utilisation de l'énergie solaire. L'institut est très intéressé pour animer des cours et des séminaires internationaux sur les énergies nouvelles et renouvelables.

Le MAAHF est chargé de la formation, de la vulgarisation et des recherches appliquées à la technologie du biogaz.

Les Offices du Biogaz (BO) ont la charge de la supervision, de la formation, de la construction (vente des matériaux) et de la vulgarisation. Les Compagnies de Service Biogaz (BSC) sont constituées d'équipe de construction qualifiées, avec un nombre variable de techniciens qui travaillent sous l'autorité des BO.

Les BO sont autorisés à faire de la formation au niveau local. A la fin de l'année 1984, il y avait 25 BO aux niveaux provincial et municipal, 592 BSC au niveau des Régions, 1 240 BSC (centres) et leur nombre augmente avec la population intégrée dans la technique du biogaz, avec au niveau villageois 8 854 équipes de construction, soit un effectif total de 10 000 agents et 40 000 agents techniques paysans en biogaz (PBT). Les Offices Municipaux du Biogaz sont responsables pour les villes et construisent des digesteurs pour traiter les eaux usées, les déchets d'abattoirs, de distilleries et d'élevage, etc... Au niveau des régions les BOsont responsables d'à peu près 10 zones d'habitation. Chaque zone regroupe environ 50

Copyrighted material

villages et compte environ 10 équipes. Il y a 70 familles, comptant 3 à 4 membres par équipe. Chaque équipe dispose de son Paysan Technicien du Biogaz (PBT), qui s'occupe de la maintenance et de la réparations des digesteurs. Il peut être amené à construire des digesteurs. Le tissu des relations entre ces agents et les paysans est le lien qui permet à l'ensemble du système de fonctionner.

La recherche et la formation au niveau national est conduite par l'Institut de Recherche sur le Biogaz de Chengdu, dans la Province de Sichuan. Cet Institut a été créé en 1979 avec l'approbation du Conseil d'Etat. A ce jour, le Gouvernement Chinois aura investi plus de 10 millions de Yuans. La budget annuel est d'environ 700 000 Yuans. L'UNDP a procuré les équipements pour plus de 400 000 $E.U. L'Institut regroupe 150 membres, parmi lesquels 100 chercheurs de niveau collège, et 19 professions différentes y sont représentées.

Depuis 1982, 5 séminaires internationaux, avec plus de 100 participants provenant de 40 pays, y ont été organisés. Cette activité a été sponsorisée par le PNUD et la FAO, le premier séminaire était également supporté par l'ESCAP. Depuis 1981, 12 séminaires nationaux s'y sont déroulés avec plus de 1 000 participants. Ainsi, l'Institut BRTC joue un rôle important dans le développement national et international de la technique du biogaz.

Les principaux objectifs de l'Institut BRTC et de ses centres sont :

(a) De favoriser la recherche sur le BGT et l'utilisation du biogaz pour le développement de l'agriculture rurale et dans d'autres domaines, en privilégiant la fourniture d'énergie bon marché pour les paysans ;

(b) D'assurer la coordination des séminaires internationaux avec les Organisations des Nations Unies concernées et plus spécifiquement de former des techniciens en Asie et dans le Pacifique ;

(c) De collecter les informations, de les diffuser et de les publier (China Biogaz Quaterly), afin de servir de centre pour le Réseau d'information sur le biogaz et de publier le journal "China Biogaz" en coordination avec l'Association Chinoise pour le Biogaz ;

(d) De concevoir et construire des installations de moyenne et grande taille en Chine et ailleurs (distilleries, systèmes sur élevages intensifs et sur déchets urbains) et d'assurer la coordination et le contrôle de la R. et D. nationale en matière de BGT.

Le schéma Figure 13.3 donne une vue d'ensemble de la structure du Centre de L'Institut de Recherche et de Formation sur le Biogaz en Chine (BRTC), qui assure les séminaires internationaux et profite de l'infrastructure pré-existante.

Copyrighted material

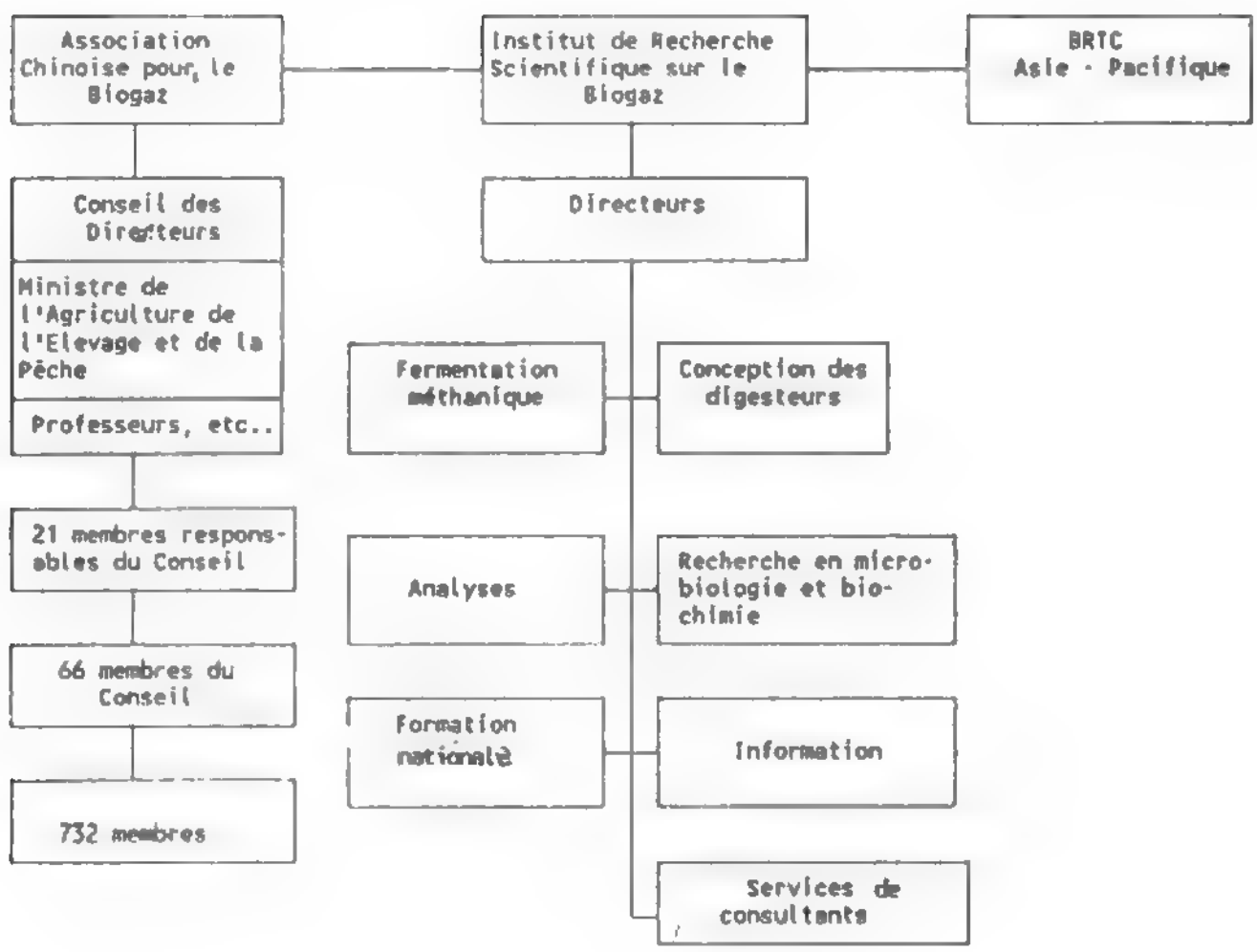


FIGURE 13.3 : Structure organisationnelle de l'Institut de Recherche Scientifique sur le biogaz et des institutions associées

De nos jours, il y a plus de 60 instituts de recherche, d'universités et 60 stations expérimentales locales sur le biogaz en Chine, avec plus de 1 000 équipes de recherche impliquées dans la recherche sur le biogaz. Le nombre de personnes impliquées dans les travaux de vulgarisation du biogaz est de l'ordre de 10 000.

Marchaim, au cours de son voyage en Chine en Novembre 1990, a visité l'Office Régional du Biogaz de la zone périphérique de Nanjing. Il disposait de brûleurs et d'équipements spécialisés dans l'utilisation du biogaz et d'une équipe de 4 agents pour toute la région. Il trouva qu'ils étaient vraiment à la pointe par rapport à la technologie et qu'ils avaient de bonnes relations avec les agriculteurs de la région qui disposaient d'un équipement de biogaz traiter les déchets porcins et les eaux de vidange. Une attention particulière est portée pour aux bénéfices directs et indirects. Ils estimaient également que les bénéfices indirects (sociaux) sont 3 fois plus élevés que les bénéfices directs.

Inde : L'Inde a une population totale de 800 millions d'habitants, parmi lesquels 80% vivent en milieu rural dans quelques 576 000 villages. Environ 70% d'entre eux sont sans terre. Il y a environ 237 millions de têtes de bovins, propriété de 52 millions de ménages, parmi lesquels 57% possèdent 1 à 3 têtes, 27% possèdent 4 à 6 têtes, 8,7% possèdent 7 à 9 têtes, et 6% des quantités supérieures.

Copyrighted material

Suivant les estimations, 50% des ressources totales en énergie proviennent de sources non commerciales, grâce auxquelles la majorité de la population rurale survit. Ceci inclut: le bois de feu (65%), les fèces séchés (15%) et les déchets agricoles (20%). En moyenne, ces ressources constituent 84% des besoins totaux des ménages ruraux (Maulik 1982). Entre le tiers et la moitié des fèces bovines récupérables sont brûlées comme source de chauffage. Les besoins annuels en bois de feu ont été estimés à 133 millions de tonnes. La production annuelle totale (à partir de sources reconnues) est de 49 millions de tonnes, laissant un déficit annuel de 84 millions de tonnes (Vimal 1985).

Potentiel pour la production de biogaz et la construction de digesteurs

Le seul matériau disponible pour les digesteurs familiaux sont les fèces de bovins. Ceci facilite l'évaluation du potentiel, mais restreint l'utilisation du biogaz aux propriétaires de bovins. En présumant que 4 têtes de bovins sont nécessaires pour produire 2 m^3 de biogaz (les besoins d'une famille sont de 8 m^3), il y a un potentiel pour 22 millions de digesteurs et en prenant en considération le coût pour les familles, plutôt pour 10 millions d'installations qui représenteraient 19% des familles possédant des bovins. En tenant compte d'une capacité de production moyenne de 4 m^3 par jour, ce sont 40 millions de m^3 qui pourraient être produits annuellement. Ceci concernerait à peu près 71 millions de bovins (10 kg fèces par jour, 20% ou 0,28 m^3 de gaz par kg de matière sèche), soit approximativement 30% de la population totale de bovins en Inde.

Les dernières estimations du Bureau de l'Energie donnent 16 à 22 millions de petites unités biogaz dans le pays, en prenant pour hypothèse que 75% des déchets sont disponibles (Khandelwal et Mahdi 1986).

L'expérience du biogaz en Inde

Les activités ont momentanément augmenté d'intensité en 1981, lorsque le NPBD a été lancé, et en 1982 avec le DNES. Aujourd'hui, les riches fermiers concèdent généralement qu'une installation biogaz est profitable. La première période s'est heurtée à des problèmes, comme celui de convaincre les banquiers d'accorder des prêts et dans la mise en place d'une structure d'organisation, d'un systême de subvention, etc...

Les problèmes qui sont apparus peuvent être classés comme suit :

(a) défauts de conception ;
(b) défauts de construction (constructeurs peu performants ou matériaux trop légers);
(c) difficultés de financement (obtention des prêts bancaires et de délai de paiement des subventions) ;
(d) problèmes d'exploitation dus à une alimentation incorrecte (souvent le résultat de digesteurs surdimensionnés, symbole social) ou à une maintenance déficiente ;
(e) problèmes d'organisation provenant de l'approche différente et des carences de coordination aux trois niveaux de responsabilité de l'agence.

Les carences de contrôle et de suivi devraient créer des problèmes dans le futur. Des énergies de remplacement des fèces bovines doivent être trouvées. La tendance à construire des digesteurs surdimensionnés comme symbole social réduit le gain de

Copyrighted material

l'utilisateur. Il est clair que les bénéfices dérivés des effluents sont 2 à 3 fois supérieurs aux bénéfices du biogaz, bien que ce point particulier et d'autres encore ne soient que des suppositions qui n'ont pas été confirmées par des recherches appropriée.

Installations de biogaz

Jusqu'en 1986, 642 900 digesteurs au total avaient été construits : en 1985/86 seulement, le total était de 185 800. Au vu du potentiel important, les objectifs ont augmenté graduellement; le rythme de construction double pratiquement tous les ans. Au rythme actuel, il faudra 50 ans pour saturer le marché. Cependant, ce programme biogaz, ainsi que d'autres (comme les foyers améliorés), doivent se mesurer avec la calamité de la déforestation et d'autres problèmes environnementaux. Des Installations de Biogaz Communautaires Institutionnelles (IBP) sont en construction en Inde. Les paysans les plus pauvres et les basses castes sont supposés participer à l'exploitation des installations communautaires (CBP).

Production de biogaz

Afin d'adapter le modèle de digesteur KVIC aux variations de la température ambiante, du nord au sud, trois modèles sont conçus pour trois temps de rétention différents pour produire la même quantité de gaz; pour le modèle Janata, cette adaptation doit maintenant être approuvée par le DNES. Il n'y a pas de tests de comparaison à long terme de ces 2 modèles de digesteurs.

Utilisation du biogaz

Le gaz est communément utilisé pour la cuisine et l'éclairage. Il y a un certain nombre d'entreprises dans chaque Etat, qui produisent des brûleurs et des lampes. Dans certains CPB et IBP, le biogaz alimente des moteurs pour les équipements agricoles. Seulement trois entreprises en Inde fabriquent ou adaptent des moteurs diesel.

Utilisation des effluents

Les effluents sont généralement séchés au soleil, soit séparément ou avec d'autres déchets agricoles. Un compostage partiel est effectué, après quoi ils sont épandus sur les champs à l'état solide. Il y a peu de renseignements sur le développement de l'utilisation des effluents, comment ils sont appliqués et en quelles proportions.

Une étude qui comparait leur utilisation avec celle de fèces fraîches, pour diverses applications, a été conduite (Myles 1985), en basant la valeur sur les prix moyens d'octobre 1985. Il a été démontré que la valeur de revente des effluents digérés et scientifiquement compostés était 8 fois supérieure à celle des déchets frais vendus aux possesseurs d'installations de biogaz.

Coûts d'installation

Les coûts d'installations varient en fonction du type et de la taille, augmentant d'environ 65% entre 1981 et 1986, soit 13% environ par an. Il y a également des variations d'un Etat à l'autre et d'un District à l'autre. Il y a des économies d'échelles dans les 2 types

Copyrighted material

de digesteurs. Une comparaison de prix devrait être faite par rapport au coût par m^3 de cuverie. Pour le même temps de rétention hydraulique (HRT), les modèles Janata sont moins chers de 33% ou plus par rapport aux modèles de digesteur KVIC. Le système d'aide financière est discuté plus loin.

Coût et économie annuels

Les coûts annuels incluant la dépréciation, les intérêts des prêts, la maintenance, les réparations, la main d'oeuvre et la supervision ont été calculés comparativement pour des digesteurs produisant 2 m^3/jour de gaz suivant les modèles Janata et KVIC (Myles 1985). Pour les 5 premières années, les coûts annuels se montaient à 2 480 Rs pour le modèle KVIC avec 40 jours de HRT et 1 770 Rs pour le modèle Janata avec le même temps de rétention, ce dernier modèle coûtant 1 920 Rs pour un temps de rétention de 55 jours. D'un autre côté, les économies annuelles à travers le remplacement du kérosène et du bois de feu et grâce aux effluents compostés ne permettaient qu'un gain annuel marginal au cours des 5 premières années. Cependant le calcul des coûts et des produits est douteux : d'abord, les calculs sont faits en prenant le kérosène comme source d'énergie, alors que le bois est beaucoup plus utilisé et d'autre part, il y a tendance à acheter des digesteurs plus grands qu'il n'est nécessaire. De plus, les schémas de produits et de gains sont basés sur la subvention octroyée aux agriculteurs.

Aide financière du Gouvernement

Actuellement, le DNES procure une aide financière pour :

(a) l'acquisition ;
(b) frais de fonctionnement des services gouvernementaux d'Etat et du KVIC ;
(c) frais de construction ;
(d) favoriser la promotion ;
(e) programmes de formation ;
(f) réparation des installations qui ont des problèmes liés à leur structure ;

La participation totale du gouvernement en 1985/86 était de 6,7 millions de Rs. (75% de subventions et 25% pour la formation); mais ce le budget est inférieur pour l'année suivante.

Organisation du secteur du biogaz

Le "Projet national de développement du biogaz" en Inde (NPBD) pour la diffusion de masse des digesteurs a été lancé à la fin de 1981, grâce à l'utilisation d'une approche "multi-agences" et "multi-modèles". Le programme est administré au niveau central par le Département des Sources d'Energie non Conventionnelles (DNES), dans le cadre du Ministère de l'Energie. Le DNES est responsable de la coordination de la vulgarisation et de la R. et D. pour les digesteurs de taille familiale et communautaire. Il doit approuver les conceptions et allouer des budgets pour la formation et les subventions. Aux niveaux de l'Etat, du District, du Bloc et du Village, une équipe est fournie pour le biogaz tel que décrit dans le Tableau 13.4, même si les équipes ne sont pas complètement pourvues dans tous les cas.

Copyrighted material

Au niveau de l'Etat, L'organisation s'appelle "Cellule de biogaz". 14 Etats, avec un objectif de 10 000 digesteurs, sont supposés disposer d'une équipe de 6 personnes, les autres Etats d'une équipe de 2 personnes. 25 départements centraux dans autant d'Etats ont été mis en place et d'autres dans 100 Districts sélectionnés. Dans les autres districts, les Gouvernements d'Etat ont également mis en place des cellules semblables sous l'égide du secteur du Plan de l'Etat, ou avec d'autres équipes alliées, comme celles des Programmes de petite irrigation (Khandelwal et Mahdi 1986). Les termes de référence des Cellules de Biogaz rattachées au département central dans chaque Gouvernement d'Etat incluent :

(a) Planification générale de l'exécution du programme dans l'Etat ;
(b) Coordination des différents départements et agences au niveau de l'Etat ;
(c) Financements institutionnels ;
(d) Dispositions pour les matières premières ;
(e) Désignation des agences d'exécution et définition des zones ;
(f) Conduite des programmes et soumission des rapports d'avancement au Gouvernement de l'Inde ;
(g) Maintien des montants de subvention prévus et soumission de rapport de dépenses au Gouvernement Central.

Le type d'agence varie au niveau de chaque Etat : elles peuvent être le Département d'Etat de l'Agriculture, la Corporation de l'Agro-industrie, ou le Département d'Etat de l'Énergie non-conventionnelle, etc... Elles ont différents niveaux d'implication dans le développement de la technologie.

Au niveau du District, les agences d'exécution sont gouvernementales : Khadi and Village Industries Commission (KVIC) et Action for Food Production (AFPRO). Cette approche multi-agence est nécessaire si les objectifs veulent être atteints. La construction de 20 000 digesteurs annuellement est canalisée par le KVIC (objectifs 1985/86). Depuis le démarrage en 1974, ils ont construit 161 000 digesteurs à dôme flottant. Le KVIC a une équipe technique de 300 personnes (1 Directeur, 2 Directeurs Adjoints, 40 Functionnaires de développement, 100 Fonctionnaires Assistants de développement et 160 Superviseurs). De plus, beaucoup d'ateliers individuels sont recommandés par le KVIC.

L'AFPRO coordonne un réseau d'Organisations Non Gouvernementales (ONG) de base, utilisant exclusivement le digesteur à dôme fixe (le modèle Janata). l'AFPRO a planifié et initié une action pour développer 80 à 100 Centres de Diffusion du Biogaz (BEC), qui concernent 60 à 100 ONG. Actuellement, 60 ONG et 90 centres ainsi développés sont engagés dans la construction. Leur capacité totale de construction est d'environ 9 000 digesteurs par an. La plupart de ces ONG, comme l'AFPRO, font la promotion de quelques technologies rurales, le biogaz étant l'une d'entre elles. Chaque BEC est capable de construire 100 installations de biogaz par an, et de prodiguer des services réguliers après la construction. Le formateur a la charge de l'éducation et de la motivation des agriculteurs, de la supervision et de la coordination. Ce dernier est le chef de file des équipes de construction, des constructeurs ruraux loués par les agriculteurs pour un tarif journalier. L'AFPRO a mobilisé des fonds internationaux (la Fondation Canadienne contre la Faim) pour financer 80 à 100 BEC sur une période de 3 à 5 ans. Il est prévu qu'après ce financement initial, chaque centre sera en mesure de s'autofinancer.

Copyrighted material

TABLEAU 13.14 : Structure organisationnelle (Inde)

Nb	Niveau	Equipe des Agences de Coordination	
19	Etat	14 Etats:	1 Directeur conjoint 1 Fonctionnaire Principal d'agriculture 1 Comptable, 1 U.D.C. 1 Secrétaire
		5 Etats:	1 Functionnaire Principal d'agriculture 1 U.D.C.
		Tous les Etats:	Banque Nat. pour l'Agriculture et de Dév. Rural
112	District		1 Agent de Dév. du Bloc 1 Responsable, 5 techn.
50 à 60 par District	Bloc		5 à 10 Agents du Bien-être rural
30 à 100 par Bloc	Village		Travailleurs villageois

Source: Mahdi, S.S. (1982).
Khandelwal, K.C. et Mahdi, S.S. (1986)

Indonésie : le programme de développement du biogaz en Indonésie en est à sa phase d'initiation. Quelques installations seulement existent, la raison en étant que le bois de feu est disponible en quantité dans la plupart des zones.

L'Institut de Technologie de Bandung, son Institut de biologie et d'autres institutions gouvernementales sont engagés dans des travaux de recherche-développement. Des efforts sont en cours pour mettre au point un nouveau modèle performant à partir des modifications nécessaires des modèles Indonésiens et Chinois.

Des unités de démonstration ont été mises en place à certains endroits comme Denpasar, Petung, Atuag, Bogor, Baruajak et Bah. Les unités sont construites à partir de bidons d'huile avec des gazomètres flottants. Il y a une opposition par rapport à l'utilisation des lisiers de porcs par la population musulmane. Le Bureau Indonésien des Services Volontaires font la promotion du programme de biogaz en mettant en place des démonstrations dans les villages pour convaincre les villageois et les chefs de village. L'Institut de Biologie de Bogor mène également un programme de biogaz fondé sur l'utilisation des déchets agricoles comme source de biomasse.

Copyrighted material

En 1981, le projet biogaz FAO/TCP a été initié en Indonésie avec l'objectif de mettre en place quelques unités de démonstration, d'assurer la formation et de préparer un programme d'ensemble pour l'incorporation de la technique du biogaz dans le programme de développement rural intégré. Le gouvernement planifie la formulation d'un programme national de développement du biogaz, avec Bali comme centre principal de développement.

Iran : le centre des Etudes de Développement Endogène est engagé dans la promotion d'un programme de développement du biogaz dans l'ouest de l'Iran. Des essais sont menés à Niazabad avec le modèle d'installation du KVIC.

Israel : le projet Israélien sur l'utilisation des résidus agricoles était basé au départ sur l'approche intégrée (Rousseau et al, 1979), faisant appel à des évaluations économiques réalisées pour différentes structures d'exploitation agricole. Le biogaz produit durant la digestion anaérobie est considéré comme l'un des produits du système. Plusieurs instituts et compagnies commerciales sont impliqués dans le développement de la digestion anérobie des résidus organiques en Israel. Seulement quelques installations de grande dimension et des unités de démonstration de 200 m^3 de capacité utile ont été construites dans ce pays et deux autres pays associés utilisant la technologie dénommée "Nefah". La filière thermophile a été utilisée pour traiter les fumiers solides à haute teneur en matière sèche (supérieure à 15%). Les études d'évaluation économique réalisées sur des kiboutz comportant des élevages de plus de 300 vaches laitières, ont montré les avantages du traitement des substrats en conditions de forte concentration. Le régime thermique thermophile (55°C) modifie la viscosité du substrat et en permet le traitement. Un taux de digestion supérieur est atteint aussi lorsque l'on élimine les salmonelles et que l'on réduit les populations de pathogènes. A l'évidence, en analysant les résultats obtenus au cours des expériences israéliennes, à l'instar d'autres pays, une limitation drastique des populations de coliformes et l'élimination pure et simple des salmonelles sont très souvent obtenues. Une filière commerciale intégrée a été développée et résoud les problèmes d'ordre écologique d'une manière économique grâce à la mise en oeuvre de la digestion anaérobie thermophile. Les produits issus de la filière sont des supports biologiques pour les cultures sous serre et l'industrie de production des champignons. La fraction liquide produite est valorisée comme engrais. Les procédés mis en oeuvre réduisent à la fois la DBO et la DCO, tout en diminuant la pression des pathogènes. Le produit le plus attractif concerne un substitut de la tourbe de Sphaigne dénommé localement Cabutz ou Peatrum qui est considéré comme un support de croissance pour l'élevage des champignons et se trouve aussi commercialisé comme support de culture pour les plantes en pot. Ce substrat est produit à partir des effluents digérés et filtrés à l'aide d'un tamis vibrant. Le matériau fibreux obtenu après essorage a été testé pour ses propriétés physiques et chimiques. Il a été remarqué pour sa capacité de maintien d'une forte conductivité hydraulique, capacité d'aération, et sa bonne rétention en eau et éléments minéraux nutritifs, à l'instar de la tourbe ou du compost issu de fumier de bovins (Marchaim,1983).

Ce procédé israélien (MATD) fonctionne pour un taux de charge maximal en matière organique en rapport avec les études économiques qui ont montré l'importance du gain marginal de rentabilité attendu d'une charge supplémentaire. Ce procédé MATD a été par suite reconnu non seulement pour sa capacité à transformer et obtenir des sous-produits intéressants mais aussi pour sa fonction de décontamination. Le procédé est utilisé pour

Copyrighted material

traiter les contenus de panse produits dans les abattoirs mais aussi d'autres déchets agro-industriels tels que les pulpes de café.

Japon : au Japon, la R. et D. sur la fermentation anaérobie est plutôt entrevue comme une mesure anti-pollution, que comme une alternative énergétique. Depuis 1973, des efforts nationaux ont été faits pour réduire les problèmes de pollution provenant des animaux, des humains et des déchets industriels. Quelques institutions comme l'Institut National de l'Industrie Animale, à Chiba, l'Institut de Recherches sur les Travaux Publics, l'Institut de Recherche sur les Fermentations, à Anage, l'usine de construction d'Hitachi, le ministère de l'Agriculture et l'Agence des Sciences Industrielles et de la Technologie ont travaillé dans le domaine de la fermentation anaérobie des déchets organiques.

Des digesteurs importants pour traiter les déchets industriels, particulièrement sur les distilleries, ont été mis en place. Des températures de digestion élevées, dans la gamme thermophile, ont été adoptées. Il n'y a pas de différence de production de biogaz entre les conditions mésophile et thermophile. Cependant, la digestion thermophile a l'avantage de permettre la réduction du temps de séjour de 5 à 7 jours avec des charges plus importantes (2,5 fois), autorisant ainsi une réduction de la taille des digesteurs.

En 1974, le projet Sun Shine a été initié avec l'objectif de développer de nouvelles technologies de l'énergie. Indépendamment d'autres champs d'investigation, le projet incluait des recherches en digestion anaérobie des déchets animaux, humains et des ordures ménagères.

Les digesteurs de petite taille ont un regain d'intérêt. De petits digesteurs utilisant un réservoir en acier avec un agitateur et une double enveloppe pour le chauffage ont été développés. Le digesteur a une double paroi pour l'isolation.

République de Corée : l'Institut des Techniques Agricoles, le Bureau d'Orientation Rurale de l'Office du Développement Rural (ORD) et le Collège d'Agriculture conduisent les recherches, le développement et la vulgarisation. Le Bureau d'Orientation Rurale procure l'assistance technique et des prêts financiers aux agriculteurs. Cependant, il n'y a pas de procédures régulières et un système gouvernemental de subvention à hauteur de 33 à 35% a été interrompu. La plus grande partie du programme de développement du biogaz est pris en charge par les agriculteurs eux mêmes.

L'urbanisation rapide et le pénurie de déchets animaux ont diminué les construction d'unités familiales en milieu rural. L'attention s'est plutôt tournée vers la mise en place d'unités communautaires villageoises, le stockage et la purification du gaz et la motorisation. La plupart des installations ne fonctionnent pas pendant les mois les plus froids de décembre à mars, quand la température descend en dessous de 17°C. Différentes solutions pour maintenir la température des digesteurs avec des couvertures de protection en paille ou en vinyl n'ont pas donné les résultats escomptés. Les conditions sont plus favorables dans la partie sud du pays qui reste comparativement plus chaude pendant ces périodes.

L'ORD a aidé à l'installation de plus de 30 000 petites installations dans le pays depuis 1975. Les agriculteurs ne sont pas totalement dépendants du biogaz pour leurs besoins énergétiques. Il représente seulement 3 à 6% du chauffage des maisons et moins de la moitié

Copyrighted material

des besoins de la cuisine. Chaque famille dispose d'un foyer à bois en plus d'un brûleur LPG non modifié pour le biogaz. Le changement de direction vers les installations de taille communautaire devrait permettre de mieux assurer les besoins de chauffage, cuisson, et de puissance. Les excréments de bovins et de porcs sont les principales ressources. L'ORD s'est engagé dans le développement de digesteurs communautaires. Un digesteur de 155 m3 pour 40 familles est en fonctionnement à la station d'expérimentation des ressources de Suweon, sous l'égide du projet Corée-UK de machinisme agricole. L'installation utilise 2,4 tonnes de déchets en provenance d'un poulailler et de 170 vaches, avec un temps de rétention d'environ 40 jours. Une partie du gaz est utilisée pour chauffer le digesteur afin de maintenir une température optimale. Beaucoup d'autres unités sur ce modèle sont en cours d'installation. Des expérimentations se poursuivent pour l'utilisation du gaz dans les moteurs à kérosène et le chauffage des habitations. L'Institut des Techniques Agricoles expérimente des digesteurs à dôme fixe en PVC et en ciment. Le Collège d'Agriculture, à Suweon, travaille sur un digesteur en deux phases construit en plastique renforcé et isolé avec de la paille de riz. L'utilisation des matières de vidange comme matière première est en cours à Kyong Jushi.

République Démocratique du Laos : un certain nombre d'unités de démonstration ont été mises en place avec l'aide de la FAO, la plupart d'entre elles sur le modèle Chinois à dôme fixe. Un séminaire de formation sur la technique du biogaz a également été organisé.

Malaisie : la technique du biogaz est nouvelle en Malaisie. Même en présence d'amples ressources en pétrole et en gaz naturel, le Gouvernement a prêté attention à la réduction de la dépendance vis à vis des sources d'énergie conventionnelles, spécialement pour le cas des petits agriculteurs. L'un des principaux obstacles à la diffusion du biogaz a trait aux traditions religieuses qui interdisent les manipulations d'excréments animaux, spécialement des porcs. Beaucoup d'installations de biogaz ont été implantées pour des raisons sanitaires plus que pour la production d'énergie. Des plantations de palmiers à huile digèrent leurs déchets avant de les déposer en décharge. Le gaz produit n'est cependant pas collecté.

La R. et D. en matière de technique biogaz est coordonnée par l'Institut National de la Recherche Scientifique et Industrielle.

Népal : le Népal est un pays enclavé montagneux d'une superficie d'environ 147 180 km^2, avec 23,5% de plaines, 60,5% de collines et 16% de montagnes. En 1984, le Népal avait une population d'environ 16 millions d'habitants qui augmente de 2,6% chaque année.

Quelques 94% de la population sont engagés dans l'agriculture, 60% dans les zones collinaires et 40% dans la plaine de Terai. En 1977 la surface de forêts était de 4 millions d'ha, plus 2 millions d'ha de marais, donnant un rendement annuel en bois de feu d'un peu moins de 7 millions de m^3, alors que la demande estimée se situe en deça de 10 millions de m^3, créant ainsi un déficit annuel qui atteindra d'après les prévisions 8,6 millions de m^3/an d'ici la fin du siècle (Krishna Yantra Bikash 1985). La population animale est estimée comme étant sensiblement égale à la population humaine (H.M. Govt 1985). Il a été estimé que la consommation d'énergie en 1980/81 était de 8 886 Kt de bois de feu, 210 Kt de déchets agricoles et 93 Kt de déchets animaux (respectivement 554 kg, 13 kg et 5,8 kg/personne. jour). Un ménage rural consomme environ 55 litres de kérosène/an pour l'éclairage.

Copyrighted material

Organisation du secteur de l'énergie

La coordination générale est assurée par la Commission de l'Eau et de l'Energie (WEC), dirigée par son Secrétariat (WECS). Cette Commission est responsable de la planification dans les domaines de l'eau et de l'énergie. Les techniques de valorisation de la biomasse, comme le biogaz et les foyers améliorés ont été de grandes priorités. La Compagnie d'Equipement de l'Agriculture et du Biogaz (PV) a été créée en 1977, avec l'investissement conjoint de la Banque de Développement de l'Agriculture (ADBN), la Mission Unifiée du Népal et la corporation du Pétrole du Népal. L'ABDN est responsable des prêts et des subventions accordés aux agriculteurs, et coordonne les activités.

Son budget annuel est de 11 258 Rs. (536 000 US.$), avec un objectif de 350 digesteurs construits annuellement.

Le potentiel des installations de biogaz à partir des déchets de bovins, la seule énergie disponible actuellement, est limité par le fait que seulement un très faible pourcentage des agriculteurs possèdent 5 à 6 têtes de bétail, le nombre minimum pour alimenter les plus petits digesteurs. La Commission de l'Eau et de l'Energie considère que la limite du marché se situe à 375 000 digesteurs de taille familiale.

Installations et construction

Des installations à dôme fixe et à dôme flottant sont réalisées, bien que ce dernier modèle ait pratiquement été abandonné ces dernières années. Jusqu'en 1986, plus de 2 060 digesteurs ont été construits, dont plus de 70% d'entre eux dans le Terai. L'objectif de 200 à 300 construits par an est resté sensiblement constant.

Entre 1973 et 1979, des installations de 7 et 13 m^3 furent construites, alors qu'entre 1979 et 1986 la taille dominante était supérieure à 10 m^3 (Dôme fixe). Il a été planifié d'augmenter le nombre d'installations construites par an jusqu'à 1 120 en 1990. La caractéristique de la version Népalaise du digesteur à dôme fixe est que le dôme est couvert de terre sur une épaisseur de 60 cm, avec une chambre de digestion creusée dans la masse. Les chambres d'entrée et de sortie sont construites en briques; ce digesteur est largement construit avec des matériaux locaux. Pour le modèle à dôme flottant, la construction hors sol est préférée dans le Terai, où le niveau de la nappe est haut. Ce dernier est le modèle le plus productif, avec un rendement spécifique de 0,42 et un temps de rétention de 56,7 jours (comparé à 0,3 et 83 jours pour le modèle à dôme fixe), mais ceci ne compense pas les coûts de construction spécifiques plus élevés.

Aucune solution n'a été trouvée pour résoudre le problème des basses températures: en hiver, la production diminue de plus de 50% dans le Terai et cesse pratiquement dans les zones de collines.

Utilisation des effluents

Aucune information détaillée n'est disponible sur l'utilisation des effluents : il est supposé que les agriculteurs les épandent sur leurs champs après séchage.

Copyrighted material

Coûts et bénéfices

Les coûts de construction au m^3 diminuent lorsque la taille du digesteur augmente et sont inférieurs au m^3 pour les digesteurs à dôme flottant. La Compagnie forme des maçons, mais leur capacité de construction est toujours inférieure à la demande. En dépit des subventions, la construction et l'exploitation des installations ne sont pas économiquement viables pour les agriculteurs. Seul dans les principales villes, où le bois de feu coûte cher, et dans le cas de digesteurs communautaires avec des rendements qui permettent d'alimenter des machines en remplaçant le fuel, le rapport coûts sur bénéfice peut être intéressant. Dans les collines, la subvention de 25% est à comparer à celle de 41% qui serait nécessaire pour atteindre un rapport coût sur bénéfices de 1/1 ou mieux. A ce stade, les digesteurs pour biogaz ne costituent pas une proposition attractive pour les agriculteurs.

Recherche et développement

Il n'y a pas de coordination ni de planification dans ce domaine. La Compagnie du Biogaz conduit des recherches sur la digestion de la biomasse et sur les appareillages liés au biogaz (incluant la couverture en matière plastique), la Division de Sciences du Sol et de Chimie Industrielle de l'Université de Katmandu conduit des recherches sur l'utilisation des effluents. La Mission Unifiée du Népal a testé un modèle en tunnel, 20% moins cher que le modèle à dôme fixe, mais n'a pas encore publié de résultats.

Expériences avec le biogaz

La Compagnie du Biogaz mentionne que 95% des digesteurs de taille familiale sont en fonctionnement, en incluant la plupart des 709 modèles à dôme fixe construits au cours des stades ultérieurs du programme, certains d'entre eux ont maintenant 13 ans (1980) mais ce fait n'a pas pu être vérifié et semble optimiste. Sur les 38 digesteurs communautaires construits, 80% sont dits en ordre de fonctionnement. Comme le gouvernement a donné une large priorité à la technologie du biogaz, il serait nécessaire de construire au total 375 000 digesteurs pour permettre d'économiser 12% du bois de feu. Ceci nécessitera la formation de plus de maçons, même si au départ la demande sera inférieure à l'offre. Le fait que les agriculteurs ne soient pas préparés à l'utilisation des déchets produits en les mélangeant avec des matières de vidange constitue un sérieux problème. L'absence de travaux comparatifs sur la production des différents modèles est un inconvénient.

Pakistan : le Ministère Fédéral du Pétrole et des Ressources Naturelles, le Ministère des Ressources Naturelles et l'Organisation des Technologies Appropriées sont engagés dans le développement du biogaz. Plus de 100 installations de type à dôme flottant ont été construites jusqu'en 1975. Il était prévu de mettre en place 1 000 installations en 1981. Le Gouvernement donne des avantages aux bénéficiaires d'installations sous la forme d'appareillages gratuits et de gazomètres. Le Ministère des Ressources Naturelles a prévu de créer des sources d'énergie alternatives dans 50 villages présélectionnés, principalement sous la forme d'installations de biogaz. Quelques 35 installations ont été créées par l'Organisation pour le Développement des Technologies Appropriées.

Copyrighted material

Le développement et la mise en place d'installations sur le modèle à dôme fixe font l'objet d'une attention particulière, à cause de leur coût moindre et de l'absence d'acier dans la construction.

Papouasie Nouvelle Guinée : les travaux sur les systèmes de biogaz intégrés, qui incluent l'utilisation des effluents pour la croissance des algues et des plantes aquatiques, la pisciculture et la fertilisation, progressent depuis 1970. Un digesteur de type enveloppe, meilleur marché que le modèle traditionnel a également été développé. Le digesteur est constitué d'une toile d'hypalon de 0,55 mm d'épaisseur laminée avec du néoprène et renforcée avec des fils de nylon.

Philippines: L'intérêt pour le développement du biogaz est issu des rapports encourageants de la mission officielle de la Philippines Coconut Administration après son retour d'un voyage en Europe en 1965. Précédemment, l'intérêt principal pour le biogaz provenait de la prévention de la pollution et de la santé publique plutôt que de son potentiel de production d'énergie, étant donné que le bois de feu est disponible en quantités suffisantes. Maintenant, le biogaz est considéré comme la forme d'énergie renouvelable la plus plausible pour le milieu rural. Une diversité de matériaux tels que les eaux usées domestiques, les déchets agricoles, d'élevage et de transformation alimentaire, des distilleries et des industries, sont disponibles pour la production de biogaz.

Les Maya Farms ont été les pionniers dans le développement de la technique du biogaz depuis 1972. Des modèles de démonstration Indiens, Chinois et Européens ont été construits afin de définir les avantages de chacun et d'acquérir une certaine expérience. Ces modèles furent modifiés plus tard et utilisés comme installations pilote. Un digesteur alimenté à partir des matières de vidange d'un dortoir de travailleurs a également été mis en place. Le biogaz produit à la ferme représente 40% des besoins et est utilisé pour les besoins domestiques, le chauffage des cuves d'une conserverie, l'alimentation de brûleurs et de moteurs à essence, d'un moulin, d'un groupe électrogène de 60 KVA et pour l'alimentation en carburant des véhicules de la ferme. Les organisations engagées dans la diffusion du biogaz sont la National Housing Authoritty, l'Engineering Battalion of the Military et le Department of Community Development. La Banque de Développement des Philippines accorde des prêts aux agriculteurs avec de faibles taux d'intérêt.

Un "Programme d'urgence" destiné à mettre en place des installations dans chaque région, province, ville et localité a été initié au début de 1976. Plus récemment, le Bureau de l'Industrie Animale (BAI), en collaboration avec le Bureau de Développement de l'Energie, ont lancé le programme biogaz du Barangay en 1980. Des prêts sont mis à la disposition des éleveurs à travers des Institutions financières. Des projets de démonstration au niveau régional et provincial ont été mis en place par le BAI. A peu près 450 installations ont été créées dans le cadre de ce programme. Les disponibilités en lisier de porcs sont estimées à 8,9 millions de tonnes par an, soit un potentiel de production de biogaz de 502 millions de m^3 par an. Le modèle Indien avec dôme flottant est le plus populaire; Récemment, 10 digesteurs à dôme fixe ont été mis en place.

L'Institut National de Science et de la Technologie (NIST), de l'Université des Philippines, l'Université d'Etat de Central Luzon et les Maya Farms sont les principaux acteurs activement engagés dans le recherche. Différents aspects tels que les besoins

Copyrighted material

optimaux pour la production de biogaz, les taux de charge, les ressources en biomasse et leur convenance, et la microbiologie font l'objet de recherches. Dix bactéries méthanogènes ont été isolées pour servir d'inoculum par le NIST. Les systèmes biogaz intégrés qui comprennent la culture d'algues, la pisciculture et les plantations de riz comme composants du système sont en cours de développement à l'Université des Philippines.

Singapour : il n'y a pas de développement d'installations de taille domestique à Singapour. Le biogaz produit sur les stations d'épuration est utilisé pour alimenter des groupes électrogènes de type double fuel.

Sri Lanka : Sur la totalité de l'énergie consommée, 60% sont dérivés du bois de feu. Plus de 80% du bois de feu sont utilisés en milieu rural. La déforestation progresse et les ressources en bois diminuent. L'intérêt pour diverses sources d'énergie renouvelables, comme l'éolien, le biogaz et les déchets se développe. Une installation de démonstration a été mise en place par le Bureau de Développement Industriel au début de 1974. D'autres travaux de recherche se déroulent dans les Universités de Peradeniya et Katubedda. Des digesteurs ont été implantés dans un village sous l'autorité du Projet Asiatique d'Energie Rurale, avec l'assistance de du PNUD. Un système de production intégré, avec le biogaz comme composante, est en cours de développement à l'In-service Training Institute de Gannoruwa.

Thaïlande : la Thaïlande a une population totale de 50 millions d'habitants qui croît avec un taux annuel de 2% et 83% de la population vivent en milieu rural. Le pays est divisé en 5 régions: sud, plaine centrale, nord, nord-est et est, qui totalisent 513 000 km^2. Environ 75% de la population sont tournés vers l'agriculture, en incluant l'élevage des porcs et des bovins.

Les quatre cinquièmes des familles possèdent moins de 5 porcs ou moins de 4 bovins. Toute l'énergie rurale est sous la forme de biomasse (bois, charbon, résidus): en 1983 les besoins étaient estimés à 41 millions de m^3. La fourniture totale de bois de feu renouvelable est estimée à 28,5 millions de m^3 pour cette année d'après les autorités (Atal *et al.* 1984), mais seulement 11 millions de m^3 d'après le TSTR (1986). Le taux de déforestation de 1976 à 1980 était de 333 000 ha par an, conduisant à une réduction de 41% au cours de ces 25 dernières années.

Installations

Les régions centrale, nord-est et sud ont à elles toutes 94% des installations construites à ce jour (1986). La région centrale dispose de 1 000 installations, réparties pour moitié en type à dôme flottant et moitié à dôme fixe. La région nord-est dispose, elle, d'un total de 689 installations, la région sud dispose également du même nombre, et dans chaque cas, 75% sont des modèles à dôme fixe (Source : Institut Thaïlandais de Recherche Scientifique et Technique).

Les installations prévues en 1986 étaient au nombre de 10 000, mais à la fin de l'année 1984, 5 000 au mieux étaient construites. 70% de celles-ci sont sur des élevages bovin et 30% sur des élevages de porcs.

Copyrighted material

Le climat est favorable à la digestion anaérobie, excepté dans le nord. Les températures ambiantes permettent d'atteindre un rendement potentiel de 0,3, avec une diminution de 20 à 30% en hiver. L'utilisation du biogaz est presque exclusivement réservée à la cuisine, avec quelques moteurs à essence adaptés au biogaz. Le NEA conduit des recherches et vulgarise les digesteurs de taille familiale pour l'éclairage. Plus de la moitié des familles qui possèdent une installation biogaz, l'utilisent en combinaison avec d'autres sources d'énergie.

Utilisation des effluents

Les effluents sont séchés et épandus sur les champs à l'état solide et partiellement compostés.

Coûts et bénéfices

Il n'y a pas d'aide pour les digesteurs : le temps de retour de l'investissement se situe à 5 ans ou plus, lorsque le biogaz est utilisé pour remplacer le charbon. Il en résulte que les installations sont réservées aux familles les plus riches. Le Gouvernement doit subventionner des installations de démonstration, en assurant 100% des coûts et en donnant une aide de 50% pour des promotions spéciales: Environ 500 digesteurs devraient être construits sur cette base. De plus, les séminaires de formation et l'enseignement technique sont gratuits.

Expériences avec le biogaz

Il n'y aurait pas plus de 61% des installations mises en place qui soient en état de fonctionnenent. Parmi celles abandonnées, plus de la moitié n'ont fonctionné qu'un an. La raison en est généralement une construction fragile.

Il est important de noter que, comme en Inde, au Népal etc..., les agriculteurs en Thaïlande ne sont pas des familiers de l'utilisation des fèces, tant comme déchet que comme source d'énergie. A ce sujet, pour le moment, le programme de biogaz est un succès car chaque propriétaire d'installation utilise maintenant les effluents comme engrais.

Organisation du secteur du biogaz

La National Energy Administration (NEA) est l'Agence gouvernementale responsable du programme de biogaz dans tous ses aspects administratifs et régit un comité national sur le biogaz qui compte des représentants de chaque Ministère concerné, des Instituts de recherche et des Agences de vulgarisation. Le NEA accorde des subventions, pour les installations de démonstration, à différentes agences de vulgarisation, sans tenir compte des conceptions, des coûts ou du service après vente. Tous les Départements gouvernementaux utilisent leurs infrastructures existantes pour cette diffusion des installations de biogaz; le plus actif est le Département Sanitaire du Ministère de la Santé Publique, qui assure a construction et la formation dans 7 centres régionaux. Sa structure organisationnelle, pour le Centre Régional n°4, est donnée ci-dessous, dans la Figure 13.6. Le Département du Développement Agricole dispose d'un réseau de stations provinciales, dans lesquelles le biogaz est une activité mineure. Celles-ci organisent des séminaires et aident les agriculteurs

Copyrighted material

à construire des installations. Le NEA posséde 7 centres régionaux de développement de l'énergie, qui travaillent dans le domaine du biogaz. Toutefois une priorité plus grande est donnée à la re-forestation et aux foyers améliorés.

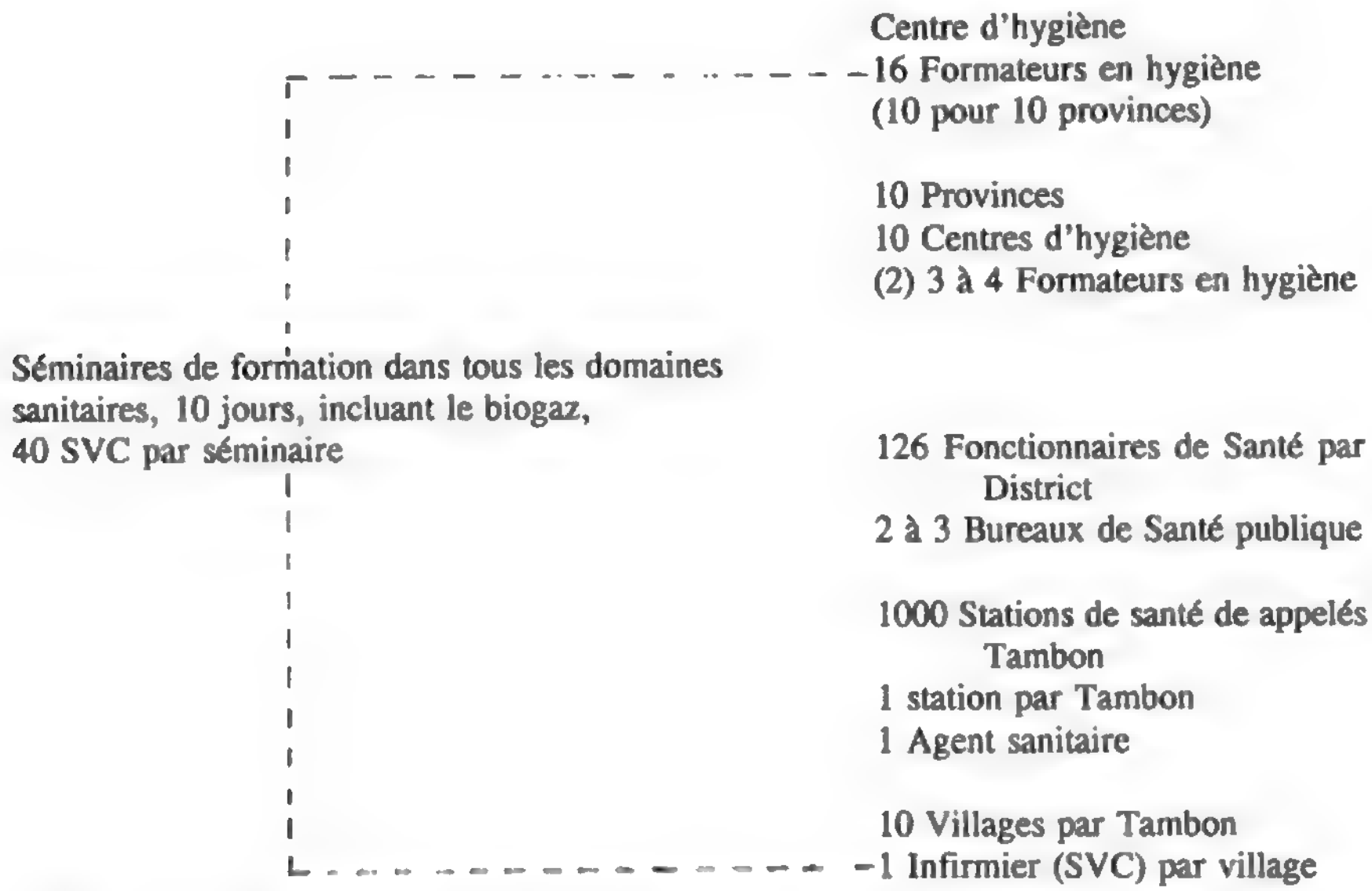


Figure 13.4 : Structure organisationnelle du Centre Régional n°4, Division Sanitaire

<u>Vietnam</u> : la station agricole de Tuhem et l'Institut pour l'Electricité et les Energies Nouvelles de Hanoi sont engagés dans la recherche sur le biogaz. Les aspects tels que l'utilisation des matériaux de construction locaux, la conception des brûleurs et l'utilisation de différentes sources de biomasse et leur mélange sont en cours d'étude. Quelques unités de démonstration ont été mises en place. Un programme national de développement du biogaz est en cours d'élaboration par le Gouvernement.

Amérique Latine et Caraïbes

Peu de renseignements sur le développement du biogaz sont disponibles pour cette zone. Les renseignements disponibles pour divers pays sont résumés ci-dessous. L'Organisation Latino-américaine de l'Energie encourage, coordonne et supervise la technologie du biogaz. Elle maintient des contacts permanents entre les pays membres et tient un fishier sur les rapports détaillés de recherche, de développement, de construction et d'utilisation. Dans l'ensemble de la zone, 8 712 installations ont été construites, parmi lesquelles 72% fonctionnent de façon adéquate. En résumé, un tiers sont de type continu et un tiers de type semi-continu. Des financements importants ont été mobilisés à partir de donations ou de sources privées. On peut donc conclure que peu d'expérience a été acquise dans le domaine du biogaz familial.

Copyrighted material

Argentine : Bien que la technique du biogaz ait été à l'usage depuis plusieurs décennies, elle l'était plutôt pour limiter les contaminations des eaux urbaines et encore récemment, aucun usage n'était fait du biogaz. Il y a beaucoup d'installations utilisées pour la recherche. Il n'y a pas d'autorité centrale en charge de ce domaine. Depuis 1988, on peut noter que des efforts sont faits pour diffuser la technologie dans les zones rurales et pour former des travailleurs. A ce jour, il n'y a que 50 unités dans le pays.

Barbades : La FAO a financé la construction de 4 unités dans les années 80, qui étaient utilisées pour le traitement des eaux usées. Le biogaz et les effluents sont utilisés.

Bolivie : Avec l'aide de l'OLADE (Organisation Latino-américaine de l'Energie), un petit nombre de digesteurs ont été construits au cours des 10 dernières années, dont la moitié en milieu rural. Le modèle prédominant est le modèle OLADE-Guatemala (discontinu). Seulement 30% des digesteurs sont actuellement en fonctionnement (1988). Les coûts sont élevés. Il y a un problème technique de fonctionnement des digesteurs dans les zones froides en altitude.

Brésil : Le développement de la technique du biogaz a atteint le stade pilote en 1979: une large diffusion a commencé l'année suivante, sous l'autorité du Ministère de l'Agriculture et de l'Energie. Un total de 7 389 unités, majoritairement sur le modèle chinois, ont été construites jusqu'en 1988, parmi lesquelles 75% fonctionnent de façon satisfaisante à ce jour.

Les équipements auxiliaires ont été fabriqués avec succès par des entreprises privées. Le programme a été bien accepté en milieu rural, aussi bien que dans le cadre de l'assainissement municipal. Mais l'absence de subventions et le nombre limité de travaux d'extension ont limité la diffusion. Même si le biogaz est utilisé largement pour le chauffage, l'éclairage, la cuisine et la production d'électricité, le succès du programme tient surtout à l'utilisation des effluents comme engrais : c'est dans ce domaine que se situe l'essentiel de la rentabilité économique.

Colombie : Les quelques digesteurs qui ont été construits ont été installés par des fermiers avisés. Le modèle dominant (70%) est le modèle Indien à dôme flottant.

Costa Rica : Un petit nombre de digesteurs à biogaz ont été construits par des investisseurs privés et par l'Institut de Technologie. Bien que les modèles en demi-enveloppe ou en pleine-enveloppe aient été préférés, les coûts de construction sont élevés. Il s'en suit que leur développement en milieu rural est très limité. Une Commission Nationale sur le Biogaz opère sous l'autorité du Ministère des Mines et de l'Energie.

Cuba : La Commission Nationale de l'Energie et le Ministère de l'Agriculture coordonnent un Groupe National sur le Biogaz, grâce auquel 550 digesteurs ont été construits depuis 1983, pratiquement tous de type Indien (capacité 6 m^3). Le financement en est assuré par le Gouvernement. La plupart des digesteurs équipent des élevages ruraux et le gaz sert à produire de l'électricité. Le pourcentage de digesteurs qui fonctionnent de façon adéquate est élevé.

Chili : Les quelques digesteurs qui aient été construits sont au stade du pilote.

Copyrighted material

République Dominicaine : Les premières installations de démonstration ont été mises en place par l'OLADE en coopération avec la Commission Nationale de la Politique Energétique en 1980.

Peu d'installations ont été construites (la moitié d'entre elles sur le modèle Chinois) et parmi elles, moins de la moitié fonctionnent de façon satisfaisante aujourd'hui.

Equateur : La technique du biogaz a été introduite dans le pays par les Corps de la Paix et l'OLADE en 1974. L'Institut National de l'Energie (INE) a commencé un programme de formation et de diffusion en 1980, et est responsable de la construction de la moitié des installations qui existaient en 1988. La plupart d'entre elles sont sur le modèle Indien. Cependant, seulement 35% fonctionnent de façon adéquate. Le Gouvernement a subventionné le coût d'un certain nombre d'installations, de plus, d'autres furent construites avec des aides de l'OLADE, des Corps de la Paix et de la FAO. Des évolutions des méthodes d'élevage étaient nécessaires dans un premier temps, mais en général, la technologie a été bien acceptée en milieu rural.

Salvador : La technologie a peu avancé en dehors de la formation et de la recherche. Les trois quarts des installations construites n'ont pas fonctionné longtemps. L'Université, le Collège d'Agriculture et les Corps de la Paix sont les principaux acteurs de l'introduction du biogaz dans le pays.

Grenade : Un petit nombre d'unités ont été construites depuis 1979, la moitié d'entre elles par l'Ecole d'Agriculture, mais aucun programme national n'existe pour la formation ou la diffusion. Les installations sont trop chères pour les agriculteurs, mais l'utilisation des effluents comme engrais a été bien acceptée.

Guatemala : Les activités ont été initiées dans les années 50 par OPINA, une firme privée. En 1977, 13 unités avaient été construites, toutes sur la côte ouest. La diffusion en milieu rural a débuté en 1980, et les travaux consolidés par l'établissement d'un Groupe National sur le Biogaz. 400 unités avaient été construites jusqu'en 1988 et un bon pourcentage d'entre elles étaient en fonctionnement effectif à cette date. Le modèle le plus répandu est une adaptation du modèle semi-enterré de Sichuan, construit avec des matériaux locaux, développé par le CEMAT, un centre de R. et D. non gouvernemental.

Le succès de la diffusion aux agriculteurs des zones de montagne est spécialement intéressant. Un certain nombre d'entreprises privées sont engagées dans la construction, sous la coordination du Gouvernement en matière de formation et de diffusion. Celui-ci assure également les prêts et les crédits, à travers l'Institut des Sciences Agricoles et de la Technologie.

Guyane : L'OLADE et l'Autorité Nationale de l'Energie ont introduit les bio-digesteurs en 1980. Jusqu'en 1988, 20 unités ont été construites, la plupart sur le modèle Chinois, les autres suivant un modèle OLADE/Guatemala. Peu de renseignements sont disponibles sur la diffusion et la formation.

Haïti : Seulement très peu d'installations de démonstration ont été construites jusqu'en 1988.

Copyrighted material

Honduras : Plus de 100 installations ont été construites depuis que l'OLADE et le Gouvernement les aient introduites dans le pays en 1980. Le mieux accepté est le modèle Chinois, qui constitue 77% du total. Le financement était extérieur : OLADE, ACAITI et FAO. Le fonctionnement des installations totalement subventionnées n'a pas été satisfaisant, à cause d'une mauvaise localisation dans certains cas, ou du peu d'intérêt dans'autres. Les coûts des unités de biogaz sont au-dessus des moyens des agriculteurs les plus pauvres.

Jamaïque : Avec l'aide de l'OLADE, le Gouvernement, à travers le Ministère de l'Energie et le Conseil de la Recherche Scientifique, a débuté la diffusion de la technologie en milieu rural. La FAO a également prodigué la formation et les principes de promotion. 41 unités ont été construites jusqu'à la fin de 1988, 71% d'entre elles sur le modèle Chinois. Il y a un système de crédit pour les constructions et les périodes nécessaires pour l'obtention d'une rentabilité économique sont satisfaisants, spécialement dans l'utilisation des effluents comme engrais.

Mexique : Quelques modèles de démonstration ont été construits, mais leur niveau de fonctionnement est limité. Comme les sources d'énergie sont bon marché au Mexique, l'intérêt pour le biogaz est relativement peu significatif.

Nicaragua : Peu d'unités ont été construites et plusieurs d'entre elles sur le modèle à flux à piston horizontal, mais cette expérience n'a pas été concluante.

Panama : Le programme technologique a commencé en 1979, mais seulement quelques modèles de démonstration ont été construits, principalement sur le modèle à flux à piston horizontal. Un projet d'installation communautaire n'a pas donné satisfaction.

Pérou : 61 digesteurs ont été construits depuis 1979, dont 77% sur le modèle Chinois. Les trois quarts ont fonctionné convenablement jusqu'en 1988. Les coûts étaient notablement inférieurs à ceux des pays voisins.

Trinidad et Tobago : Le Gouvernement de Trinidad et l'Université des Indes Occidentales (West Indies) (département de génie chimique) ont mené une recherche sur le biogaz. Des efforts ont été faits pour développer un digesteur anaérobie pour la bagasse de canne à sucre.

Uruguay : Six des 9 installations de démonstration construites dans les années 80 sont inspirées du modèle Indien. Les efforts sont maintenant en cours en vue d'introduire le modèle Chinois dans les petites coopératives d'élevage.

Venezuela : Étant donné la disponibilité du pétrole, peu d'installations ont été construites, et seulement pour les besoins de démonstration. Elles sont utilisées pour le traitement des eaux urbaines et la production d'électricité. L'initiative provient du Ministère de l'Energie et des Mines et de l'Ecole d'Agronomie de l'Université. Il n'existe pas de programme national, mais l'utilisation du bois de feu comme énergie en milieu rural, pose un sérieux problème.

Copyrighted material

Afrique

Burundi : La technique du biogaz a été introduite en 1981, et depuis lors 140 installations ont été construites, la plupart au niveau familial sur les modèles Chinois ou BORDA.

Kenya : Dans les années 70, un programme national, le Programme Spécial pour l'Energie, a débuté la diffusion d'installations de biogaz, pour les fermes de taille moyenne. Dans la première décennie une grande diversité de modèles ont été construits, la plupart d'entre eux n'étant pas adéquats pour les conditions locales ou défectueux dans leur construction. Fort de cette expérience, jusqu'en 1988, quelques 250 installations ont été construites, précédées par un programme de formation, avec une attention particulière à la qualité de construction et une concentration sur un même modèle (couvercle flottant type BORDA). Il n'y a pas de subventions disponibles pour les utilisateurs.

Copyrighted material

ANNEXE 1

REFERENCES BIBLIOGRAFIQUE

A.O.A.C. (1975) Official Methods of Analysis. 12th Edition, Washington, USA.

A.O.A.C. (1984) In: (S. Williams, ed.) Official Methods of Analysis. 14th Ed., A.O.A.C., Washington, DC, pp. 152-169.

ABDUL, K. and LLOYD, N. (1985) Biotechnol. Lett. 7:125-128.

ABRAM, J.W., and NEDWELL, D.B. (1978) Arch. Microbiol. 117:89-92.

ADAMS, A.D. (1976) Water Sew. Works, July, 62-63.

AGOSIN, E. and ODIER, E. (1985) Appl. Micro. Biotech. 21:397-403.

AHARE, E., WISE, D.L. and WENTWORTH, R.L. (1979) SERI/TR-8157-1.

AHRING, B.K. and WESTERMANN, P. (1987a) Appl. Environ. Microbiol. 53:429-433.

AHRING, B.K. and WESTERMANN, P. (1987b) Appl. Environ. Microbiol. 53:434-439.

ALEXANDER, M. (1981) Science 218:132-138.

ALEXANDER, D.C., CARRIERE, L.J. and MCKAY, K.K. (1968) Cam. Vet. J. 9:127-131.

ALLEN, S.E., PARKINSON, J.A. and QUARMBY, C. (1974) Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific Publications.

ALIVAR, C.J., BAOY, G.T., CALANGI, D.B., CASTILLO, A.C., AVERION, M.O., ELEFANO, S.C., SANTOS, R.S., BENTENT, R. and HOCON, R. (1980) In: 47th Ann. Conven. of the Philippines Vet. Med. Assoc.

ALICBUSAN, R. (No date) Nat. Inst. Sci. & Techn., Manila, Philippines.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1980) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th ed. A.P.H.A. Inc., New York, USA.

AMERICAN CHEMICAL SOCIETY (1972) Solid Waste II. Washington D.C., USA.

ANDERSON, G.K., DONNELLY, T. and MCKEOWN, K.J. (1982) Process Biochem. 17(4):2-32.

ANONYMOUS (1979) Biogas Technology and Utilization. Chengdu Seminar, Sichuan Province.

ARCHER, D.B., HILTON, M.G., ADAMS, P. and WIECKO, H. (1986) Biotechnol. Lett. 8:197-202.

ARDERN, E. and LOCKETT, W.R. (1914) J. Soc. Chem. Ind. 33:523.

ARORA, H.C., and CHATTOPADHYA (1980) Water Poll. Contr. (B.G.) 79(5):501-6.

ASLEY, N.V., and HURST, T.J. (1981) Water Res. 15:633-638.

ATAL, Y., CHUN, K.S., SKULBRHAM, P, and THURASOOK, A. (1984) Biogas, social response to a technological innovation. Unesco Regional Office for Science and Technology for S.E. Asia, Jakarta.

AUERITT, P. (1967) U.S. Geol. Survey Bull., 1275.

BAHADUR, S. and AGARWAL, S.E. (No date) PRAD, State Planning Inst., Lucknow, India.

BACHMANN, A., BEARD, V.L. and MCCARTY, P.L. (1982) In: Proc. 1st Intl. Conf. on Fixed-Film Biological Processes, Kings Island, OH.

BALCH, W.E., FOX, G.E., MAGRUM, L.J. WOESE, C.R. and WOLFE, R.S. (1979) Microbiol. Rev. 6:260-290.

Copyrighted material

BALSARI, P. and BOZZA, E. (1987) Proc. 4th Intl. Symp. of CIEC, FAL, Braunschweig.
BARKER, H.A. (1936) Archiv. fur Mikrobiologie 7:404.
BARKER, H.A. (1940) Studies upon the Methane Fermentation. IV. The isolation and culture of *Methanobacterium omelianskii*. Antonie van Leeuwenkhoek 6:201.
BARKER, H.A. (1956) In: Bacterial Fermentations. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA, p.1.
BARNES, D. and BLISS, P.J. (1983) Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment. E.F.N. Spon Publishers, New York, USA.
BARNETT, A. (1978) In: (A Barnett, L. Pyle and S.K. Subramian, eds.) Biogas technology in the Third World. Intl. Dev. Res. Center, Ottawa, Canada.
BASERGA, L.J. (1984) Swiss Biotech. 2(2):19-24.
BASERGA, L.J., WEILENMANN, A. und WALTLIER, A. (1985) Gas-Wasser-Abwasser 2:66-75.
BASERGA, and PALZ, W. (1984) Solar Energy R & D in the FL Series E, Vol. 6-D. Rudel Publishing Company.
BEADER, W. (1985). 3rd EC Conference "Energy from Biomass". Venice, Italy, pp. 567-571.
BEADER, W. and AHLERS, R. 1986) Report M 136, Institut fur Technologie (Unpublished).
BENJAMIN. M.M., WOODS, S.L. and FERGUSON, J.F. (1984) Water Res. 18:601-607.
BERGER, J. (1976) Appl. Environ. Microbiol. 39:361-368. United Nations Mission to Nepal, Butwal, Nepal.
BERTHOUEX, P.M. and FAN, R. (1986) J. Water Pollut. Control Fed. 58:368-375.
BETTENS, L. (1979) Effluent and Water Treatment J. March: 129-135.
BHATIA, R. (1977) Economic and Political Weekly, Bombay, India.
BHATIA, R. and NIAMIR, M. (1979) Presented at a seminar in the Department of Applied Sciences, Harvard University, Cambridge, Mass. USA.
BHATIA, R. (1980) At: Research Implementation Workshop on Energy and Rural Development, Chiang-Mai, Thailand, East West Center, Honolulu, Hawaii, USA.
BHAVANI (1976) Ind. J. Agric. Econ. 31(3):219-231.
BINOT, R.A., NAVEAU, H.P. and NYNS, E.J. (1981) Proc. 2nd Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Travemunde, Germany.
BLACK, M.A., SCARPINO, P.V., O'DONNELL, C.J., MEYER, K.B., JONES, J.V. and KANESHIRO, E.S. (1982) Appl. Environ. Microbiol. 44:1138-114.
BLIGH, E.G. and DYER, N.J. (1959) Can. Biochem. Physiol. 37:911-921.
BLOTEVOGEL, K.H., FISCHER, U., MOCHA, M. and JANNSEN, J. (1985) Arch. Microbiol. 142:211-217.
BOERSMA, L., GASPER, E., OLDFIELD, J.E. and CHEEKE, P.R. (1981) Neth. J. Agric. Sci. 29:99-112.
BOHNHOFF, D.R. and CONVERSE, J.C. (1987) BIOL. WASTES 19:91-106.
BOHNKE, F. (1984) Proc. Symp. Inst. Techn. Hochschule Aachen. pp. 463.
BOLTON, D.H. BOUCHARD, J.P. and HINES, D.A. (1976) Proc. 31st Annual Purdue Ind. Waste Conf., Lafayette, Indiana, USA.
BOONE, D.R. and BRYANT, M.P. (1980) Appl. and Environ. Microbiol. 40:626-632.
BORDA, Biogas Manual (1980) Biogas manual for the realization of biogas programmes, Bremen, Germany, pp. 1-116.
BROCK, T.D. (1970) Biology of Microorganisms. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.

Copyrighted material

BROOKS, J.M., BRIGHT, T.J. BERNARD, B.B. and SCHWAB, C.R. (1979) Limnol. Oceanog. 24:735-745.

BROWN, D.S., MEHROTA, S., PETRASEK, A.C., ERALP, A.E., BISHOP, D.F. and SPRINGER, A.M. (1985) Proc. Sem. Anaerobic Treatment of Sewage. Report No. Env. E. 88-85-5, Dept. Civil Eng., U. Mass/Amherst, p. 205.

BRYANT, M.P., WOLIN, E.A., WOLIN, M.J. and WOLFE, R.S. (1967), Arch.

BRYANT, M.P. (1972) Am. J. Clin. Nutr. 25:1324-1328.

BRYANT, M.P. (1979) J. Animal Sci. 48(1):193-201.

BUCK, D.H., BAUR, R.J. and ROSE, C.R. (1978) Trans. Am. Fish Soc. 107:216-222.

BULL, M.A., STERRILT, R.M. and LESTER, J.M. (1984) Biotech. Bioeng. 26:1054-1065.

BUSWELL, A.M. AND HATFIELD, W.D. (1930) State Water Survey, Bulletin No. 29, State of Illinois, Urbana, IL., USA.

BUSWELL, A.M. and HATFIELD, W.D. (eds) (1936) Anaerobic Fermentations, State of Illinois, Dept. of Registration and Education, Div. of the State Water Survey, Urbana, IL, USA. Bull. No. 32, 1-193.

BUSWELL, A.M. and HATFIELD, W.D. (1938) State Water Survey, Bulletin No. 32, State of Illinois, Urbana, IL, USA.

BUSWELL, A.M. and NEAVE, S.L. (1930) State Water Survey, Bulletin No. 30, State of Illinois, Urbana, IL, USA.

BUSWELL, A.M. and SOLLO, F.W. (1948) Am. Chem. Soc. J. 70:1778.

BUTLER, L. (1960) Phytopathol. 55:1262-1268.

CALNIK, B.C. and ALDINGER, H.K. (1971), Avian Dis. 15:508-517.

CARLSON, J. (1973) Appl. Microbiol. 25:287-289.

CARRINGTON, E., HARMAN, S.A., and PIKE, E.B. (1982) J. Appl. Bacteriol. 53:331-334.

CECH, J.S. and CHUDOBA, J. 1983) Water Res. 17:659-666.

CHAN, G.L. (1973) Dept. Agric., Papua New Guinea.

CHAN, G.L. (1975) Economic and Social Commission for Asia and the Pacific, Manila, Philippines.

CHAN, U. Sam (1982) State of the art review on the integrated use of anaerobic processes in China. Internal report prepared for IRCWD.

CHAPMAN, J.M., HAWKES, D.L. and PAIN, B.F. (1988) In: Posters from 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 375-378.

CHAVADEJ, S. (1980) Anaerobic filter for biogas production. Thai Institute of Scientific and Technological Research, Bangkok, Thailand.

CHEN, Y.R. (1982) ASAE Paper No. 82-4085, Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, Michigan, USA.

CHEN, Y.R., INBAR, Y. and RAVIV, M. (1980) Biotech. and Bioeng. Symp. No. 10, pp. 325-39.

CHEN, Y.R., INBAR, Y. and RAVIV, M. (1983) NEFAH Annual Report, Kibbutz Industries Association.

CHEN. Y., INBAR, Y., RAVIV, M. and DOVRAT, A. (1984) Acta Hort. 150:553-561.

CHEN, ZU-JIE and CAO, DAN-JUN (1985) Proc. 4th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Guangzhou, China.

CHESSON A., STEWART, C.S., and WALLACE, R.J. (1982) Appl. Environ. Microbiol. 45:597-603.

Copyrighted material

CHUA, H.S. and GIA, H.L. (1986) Natl. Workshop on Recent Developments in Palm Oil Milling Technology and Pollution Control, Kuala Lumpur, Paper No. 11, Palm Oil Research Institute of Malaysia.

CHUDOBA, J., GAU, P. and OTTAOVA, V. (1973) Water Res. 7:1389-1406.

CLARK, F.M., and FINA, L.R. (1952) Arch. Biochem. Biophys. 36:26.

COBLE, C.G. and EGG, R. (1987) Energy from Biomass and Wastes. X. Elsevier Applied Science Publishers, London, U.K.

COE, W.B. and DAVENPORT, A. (1981) In: (D.L. Wise, Ed.) Fuel Gas Production from Biomass, Vol. 1, CRC Press, FL. pp. 173-182.

COHEN, A. (1980) Water Res. 14:1433.

COKER, E.G. (1983) Adv. Appl. Biol. 9:257-323.

COLLERAN, E., BARRY, M., WILKIE, A. Process Biochem. 17(2):12-17.

CONVERSE, J.C., EVANS, G.W., VERHOVEN, C.R., GIBBON, W. and GIBBON, M. (1977) ASAE Paper No. 77-0451, ASAE, St. Joseph, MI 49085, USA.

COOKE, W.B. (1965) Phycologia. 57:696-703.

COOKE, W.B. (1971) Mycopath. Mycol. Appl. 44:205-229.

COOPER, P., CRABTREE, H.E., AUSTIN, E.P. and GREEN, R.K. (1984) Proc. 37th Intl. Conf. Cebedeau, Use of Fixed Biomass for Water and Wastewater Treatment, Cebedoc Liege, Belgium, pp. 307-339.

CUI, XUAN and ZIE ZHI-HENG (1985) Proc. 4th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Guangzhou, China.

DANAI, O., LEVANON, D. and SILANIKOVE, N. (1986) Proc. Intl. Symp. on Edible Fungi, Penn State University, State College, PA, USA.

DANIELS, L., SPARLING, R. and SPROTT, G.D. (1984) Bioch. Biophys. Acta 768:113-163.

DE BAERE, L., VERDONCK, O. and VERSTRAETE, W. (1986) Biotech. Bioeng. Symp. No. 15, pp. 321-330.

DE BAERE, L., DE VOCHT, M., VAN ASSCHE, P. and VERSTRAETE, W. (1984) Water Res. 18:593-548.

DE BAERE, L. and VERSTRAETE, W. (1984) In: (G.L. Ferrero, M.P. Ferranti and N. Naveau, eds.) Anaerobic Digestion and Carbohydrate Hydrolysis of Waste, Elseviers Applied Science Publishers, Amsterdam, Netherlands, pp. 195-200.

DEBOOSERE, S., DE BAERE, L., SMIS, J., SIX, W. and VERSTRAETE, W. (1986) In: E.W.P.C.A. Water Treatment Conf., Anaerobic Treatment: a Grown-up Technology, Indust. Presentat. Schiedam, Netherlands, pp. 477-488.

DEGANI, G., DOSORETZ, C., LEVANON, D., MARCHAIM, U. and PERACH, Z. (1982) Bamidgeh 34:119-129.

DE MAN, A.W., VAN DER LAST, A.P.M. and LETTINGA, G. (1988) In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) Anaerobic Digestion. Pergamon Press.

DEMUYNCK, J., NYNS, E.J. and PALZ, W. (1984) Biogas Plants in Europe. Solar Energy R&D in the EC, Series E., Vol. 6. D. Reidel Publ. Co.

DEN KE-YUN, ZHAO, YI-ZHANG and WU LI-BIN (1988) In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 295-301.

DE POLI, F., GAMBONI, M. and TILCHE, A. (1988) In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) Proc. 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 189-396.

DE POLI, F. (1989) In: Intl. Conf. on Ag. Mech. PIMA 89, Zaragoza, Spain.

Copyrighted material

DE POLI, F. (1990) In: FAO Consultation of the European Cooperative Research Network on Animal Waste Utilization. Bologna, Italy.
DERIJCKE, D. and VERSTRAETE, W. (1986) In: E.W.P.C.A. Water Treatment Conf., Anaerobic Treatment: A Grown-up Technology, Schiedam, Netherlands.
DOSORETZ, C. (1986) Ph.D. Thesis. Tel Aviv University. Control Fed. 54:466-477.
DOSORETZ, C., KAMBER, A. and MARCHAIM, U. (1987) In: (A. Oren and U. Marchaim, eds) Research Report to Dynatech R&D and Houston Lighting and Power Co. pp. 20-25.
DOSORETZ, C., and LAMED, R. (1987) Poultry Sci. 66:576-585.
DOSORETZ, C., SCHLEIDER, I. and LAMED, R. (1987) Poultry Sci. 66:613-622.
DOSORETZ, C., and MARCHAIM, U. (1990) In: (D.L. Wise, ed.) Bioprocessing and Biotreatment of Coal. Marcel Dekker.
DWYER, D.F., WEEG-AERSSENS, E., SHELTON, D.R. and TIEDJE, J.M. (1988) Appl. Environ. Microbiol. 54:1354-1359.
EIKELBOOM, D.H. (1975) Water Res. 9:365-388.
EGGER, K. (1984) Gas-Wasser-Abwasser, 7:485-489.
EISENHARDT, A., LUND, E. and NISSEN, B. (1977) Water Res. 11:579-581.
ELEFANO, S.C., SANTOS, R.S., BENET, R. and HOCON, R. (1980) Paper presented at the 47th Annual Convention of the Philippines Vet. Med. Assoc.
ESCAP (1980) Guidebook on biogas development. Energy Resources Development Series No. 21.
EYBEN, D., VRIENS, L., FRANCO, P and VERACHTERT, H. (1985) Proc. 20th European Brewery Convention Congress, Helsinki, pp. 555-562.
FAIR, G.M. and MOORE, E.W. (1932) Sewage Works J. 4(4):589-600.
FAIR, G.M. and MOORE, E.W. (1934) Sewage Works J. 6:3
FAIR, G.M. and MOORE, E.W. (1937) Sewage Works J. 9:3-5.
FANG XING and XU CHENDIZ HONG (1988) Provincial Office of Energy Resources, Chengdu Biogas Inst., China.
FAO (1981) Project Field Document No. 10. FAO/UNDP Regional Project RAS/75/004, FAO, Rome.
FAYER, R. and REID, W.M. (1982) In: (P.L. Long, ed.) The Biology of the Coccidia. University Park Press, Baltimore, pp. 453-488.
FEACHEM R., BRADLEY, D.J. GARELICK, H. and MORA, D.D. (1983) Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Waste Water Management. J. Wiley and Sons, Chichester, U.K.
FIELD, J.A., LETTINGA, G. and GUERTS, M. (1987) Biol. Wastes 21:37-54.
FINA, L.R., and FISKIN, A.M. (1960) Arch. Biochem. Biophys. 91:163.
FISCHER, J.R., IANNOTTI, E.L., PORTER, J.H. and GARCIA, A. (1979) Trans. ASAE 22:370.
FRY, L.J. (1975) Practical Building of Methane Power Plants for Rural Energy Independence, D.A. Knox, Andover, Hampshire, USA.
FLEGMANN, A.W. and GEORGE, R.A.T. (1977 Soils and other Growth Media. Avi Publ. Inc., Westport, Connecticut
FLOYD, J.R.S. and HAWKES, F.R. (1986) Agric. Wastes 18(1):39-60.
FRIEDMAN, A.A., YOUNG, K.S., BAILEY, D.G. and TAIT, S.J. (1980) Workshop on Anaerobic Filters, Orlando, Florida, USA.
GADDY, J.L. (1980) SERI/TR-98929-1, Progress Report.

Copyrighted material

GALANO, R.I., SANTOS, A.G.DE LOS., ALICBUSAN, R., BELARMINO, P.A. and CARON, G.M. (no date) De La Salle University of Manila.

GARBER, W.F. (1954) Sewage and Indus. Wastes 26:1202.

GARBER, W.F., et al. (1975)s J. Water Poll. Cont. Fed. 47(5):950-961.

GARBER, W.F. (1977) Prog. Wat. Techn. 8:401-6.

GARRETT, M.R. and SAWYER, C.N. (1952) Proc. 7th Indust. Wastes Conf., Purdue Univ. Ext. Ser., Lafayette, IN, USA, pp. 79:51.

GENUNG, R.K., PITT, W.M. DAVIS, G.M. and KOON, J.H. (1980) Biotechnol. Bioeng. Symp. 10:295.

GENUNG, R.K., MILLION, D.L. HAMHER, C.W. and PITT, W.M. (1987) Biotechnol. Bioeng. Symp. 8:329.

GHATE, B.P. (1979) PRAD, State Planning Inst. Utter Pradesh, India.

GIANI, D., GIANI, L., COHEN U. and KRUMBEIN, W.E. (1984) FEMS Microbiol. Lett. 24:219-224.

GILLIES, M. and QUAH, S.K. (1984) Proc. 2nd ASEAN Workshop on Biogas Technology, Kuala Terengganu, Malaysia. ASEAN Committee on Science and Technology, pp. 277-292.

GOERING, H.K., VAN-SOEST, P.J. (1970) Forage Fibre Analysis. Agricultural Handbook No. 379, U.S.D.A. Washington D.C. USA.

GOLUEKE, C.G. (1958) Sewage and Ind. Wastes 30(10):1225-32.

GOLUEKE, C.G. (1972) "Composting", A study of the Process and its Principles. Rodale Press, Inc. Emmaus, Pa.

GOSLING, D. (1980) Renewable energy resources in Thailand and the Philippines. Dept. of Theology, University of Hull, U.K.

GOPAL, J. and MA, A.N. (1986) Natl. Workshop on Recent Developments in Palm Oil Milling Technology and Pollution Control. Kuala Lumpur, Paper No. 14. Palm Oil Research Institute of Malaysia.

GOSSETT, JS.M., HEALY, J.B., STUCKEY, D.C., YOUNG, L.Y. and MCCARTY, P.L. (1981) Semi-Annual Progress Report on NSF/RANN Contract.

GRANT, R.A. (1980) In: (M.W.N. Bewick, ed.) Handbooks of Organic Waste Conversion.

GRIN, P., ROERSMA, R. and LETTINGA, G. (1985) Proc. Sem. on Anaerobic Treatment of Sewage. Report No. Env. E. 88-85-5, Dept. Civil Eng., Unv. Mass/Amherst, USA, p. 109.

GUNNERSON, C.G. and STUCKEY, D.C. (1986) Integrated Resource Recover - Anaerobic Digestion. UNDP Project Management Report No. 5, 154 pp.

HAN, YU-GIN and DIN JIE-YI (1985) Proc. 4th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Guangzhou, China.

H.M. GOVERNMENT OF NEPAL (1985) Biogas Resources of Nepal. Ministry of Water Resources, Water and Energy Report.

HALTER, H. (1987) Der Spimgg. 304:154-167.

HAMILTON STANDARD (1980) U.S. Dept. of Energy Report DOE/ET/20039-20, Hamilton Standard, Windsor Locks, Connecticut.

HANSEN, P.S., HANSEN, S.V., HENRIKSEN, A.A. and JORGENSEN, J.B. (1981) In: 2nd Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Travemunde.

HAO, P.L.C., YU, A.P. and TANG, H.S. (1980) Union Industrial Research Laboratories, Indus. Tech. Res. Inst., Hsinchu, Taiwan.

HARRISON, J.R., DAINLYGER, G.T. and FILBERT, J.W. (1984) J. Water Pollut. Control Fed. 56:1073-1079.

Copyrighted material

HART, S.A. (1963) J. Wat. Poll. Cont. Fed. 35:(6):748-759.
HARVEY, R.W.S. and PRICE, T.H. (1974) Isolation of Salmonellas. Public Health Laboratory Service Monograph Series No. 8, H.M.S.O., London, U.K.
HASHIMOTO, A.G. (1986) Agric. Wastes 17:241-261.
HASIMOTO, A.G. and CHEN, Y.R. (1979) In: (D.A. Stafford, B.I. Wheatley and D.E. Hughes, eds.) Anaerobic Digestion. Applied Science Publishers, London, pp. 449-466.
HASHIMOTO, A.G., CHEN, Y.R., VAREL, V.H. and PRIOR, R.L. (1980) In: (M.L. Shuler, ed.) Utilization and Recycle of Agricultural Wastes and Residues, CRC Press, Boca Raton, FL, USA., pp. 135-196.
HASHIMOTO, A.G. and CHEN, Y.R. (1981a) In: Proc. 4th Intl. Symp. on Livestock Wastes, Am. Soc. Agric. Eng., St. Joseph, Michigan, USA, pp. 129-132.
HASHIMOTO, A.G., CHEN, Y.R. and VAREL, V.H. (1981b) Final Report. SERI, Colorado, SERI/TR-98372-1, 1-67.
HASHIMOTO, A.G. VAREL, V.H. and CHEN, Y.R. (1981c) Agric. Wastes, 3(4):241-256.
HASHIMOTO, A.G. (1986) Agric. Wastes 17:248-261.
HAYES, T.D., JEWELL, W.J., DELL'ORTO, S., FANFONI, K.J., LEUSCHNER, A.P., and SHERRIDAN, D.R. (1979) In: (A. Stafford, B.I. Wheatley and D.E. Hughes, eds.) Anaerobic Digestion, Appl. Sc., London, U.K.
HAYES, W.A. (1978) In: (S.T. Chang and W.A. Hayes, eds.) The Biology and Cultivation of Edible Mushrooms. Academic Press, pp. 229-33.
HAYES, T.D., HEWELL, W.J. DELL'ORTO, S., FANFANI, K.J. and SHERRIDAN, D.A. Stafford *et al.*, eds.) Anaerobic Digestion. Applied Science, London, U.K.
HAYS, B.D. (1977) Water Res. 11:583-595.
HEALEY, J.B. JR., and YOUNG, L.Y. (1979) Appl. Env. Microbiol. 38:84-89.
HEIJNEN, J.J. (1984) Biological Industrial Wastewater Treatment Minimizing Biomass Production and Maximizing Biomass Concentration, Ph.D. Thesis, Delft University Press.
HEMMING, A., and BLOTEVOGEL, K.H. (1985) TIBS 10:198-200.
HENZE, M. and HARREMOES, P. (1982) Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors, Review paper, I.A.W.P.R., Specialized Seminar, Copenhagen, Denmark, pp. 1-94.
HEPHER, B. and SCHROEDER, G. (1977) In: Wastewater Renovation and Re-use. Marcel Dekker, N.Y. pp. 529-559.
HEUKELEKIAN, H. and BERGER, M. (1953) Sew. and Ind. Waste 25:125.
HICKEY, R.G. and SWITZENBAUM, S.M. (1988) In: (A. Tilche and A. Rossi, eds.) Posters from 5th Intl. Symp. on anaerobic Digestion, Bologna, Italy, Monduzzi Editore, pp. 43-47.
HIGGENS, A., KAPLOVSKY, A., and HUNTER, J. (1982) J. Water Pollut.
HOBSON, P.N., and SHAW, B.G. (1976) Water Res. 10:849-52.
HOBSON, P.N., and FEILDEN, N.E.H. (1982) Prog. Energy Combust. Sci. 8:135-158.
HOBSON, P.H. (1987) Proc. 4th Intl. Symp. of CUEC, FAL, Braunschweig.
HOFENK, G., LIPS, S.J.J., RIJKENS, B.A. and VOETBERG, J.W. (1984) Final Report EC Contract No. ESE-E-R-040-NL.
HOLMBERG, A. (1982) Water Res. 16:1233-1246.
HONG, C.M., KOH, M.T., CHOW, T.Y., TSAI, P.H. and CHUNG, K.T. (1979) Food and Fertilizer Tech. Centre, Taipei, Taiwan, Extension Bulletin No. 131, EFFTC EB 131.

Copyrighted material

HOWARD, B. (1978) Agric. Wastes 1:11-22.
HUNGATE, R.E. (1950) The anaerobic mesophilic cellulolytic bacteria. Bact. Rev. 14:1.
HUNGATE, R.E., SMITH, W. and CLARK, R.T. (1966) J. Bacteriol. 91:908-909.
HUNGATE, R.E. (1969) In: (J.R. Norris and D.W. Ribbons, eds.) Methods in Microbiol., Vol. 313, Academic Press, Inc., New York, pp. 117-132.
HUSER, B.A., WUHRMANN, K. and ZEHNDER, A.J.B. (1982) Arch. Microbiol. 132:1-9.
HUYSMAN, P., VAN MEENEN, P., VAN ASSCHE, P. and VERSTRAETE, W. (1983) Biotechnol. Lett. 5:643-648.
HYDE, C.G. (1938) In: (L. Pearse, ed.) Modern Sewage Disposal. Lancaster Press, Lancaster, Penn., USA., p. 1.
IANNOTTI, E.T., KAFKEWITZ, D., WOLIN, M.J. and BRYANT, M.P. (1973) J. Bacteriol. 114:1231-1240.
IDNANI, M.A. and VARADARAJAN, S. (1974) Indian Council of Agric. Res., Technical Bull. No. 46, New Delhi.
IMHOFF, K. (1938) In: (L. Pearse, ed.) Modern Sewage Disposal, Lancaster Press, Lancaster, Penn., p. 47.
IRMER, G. and BELTING, H. (1984) EG-Versandschlachthof Bocholt, Fleischwirtsch., 64:246-256.
ISRAEL STANDARD, I.S. 885 (1974-1980) Standard methods for the examination of feedstuffs. Israel Standards Institute, Tel Aviv.
JERIS, J.S. and MCCARTY, P.L. (1965) J. Water Poll. Control Fed. 37:178.
JEWELL, W.J. et al. (1976). Bioconversion of Agricultural Wastes for Pollution Control and Energy Conservation. Nat. Sc. Found. and Energy Res. and Dev. Admin.
JEWELL, J.W. (1979) Proc. 1st Int. Symp. on Anaerobic Digestion, Cardiff, pp. 17-21.
JEWELL, J.W. (1980) In: (D.A. Stafford, B.I. Wheatley and D.E. Hughes, eds.) Anaerobic Digestion. Applied Science Publishers, London.
JEWELL, W.J., DELL'ORTO, S., FANFONI, K.J., FAST, S.I., JACKSON, D.A., KABRICK, R.M. and GOTTUNG, E.J. (1981) At: 1981 Winter Mtg., ASAE, Chicago.
JIANG, Z.H., STEINSBERGER, S.C. and SHIH J.C.H. (1988) Biomass. (in press).
JUDAN, A.A. (1981). Biogas works at Maya farms: its socioeconomic aspects. Maya Farms Bioenergy Consultants, Liberty Flour Mills.
KAUFMANN, R. (1984) FAT-Schriftenreihe N.20, 176 pp.
KAYSER, R. (1986) Entsorgungspraxis, 3:166-177.
KENEALY, W. and ZEIKUS, J. G. (1981) Appl. Bacteriol. 146:138-14O.
KHALEEL, R. REDDY, K.R. and OVERCASH, M.R. (1980) Water Res. 14:421-436.
KHANDELWAL, K.C. and MAHDI, S.S. (1986) Biogas Technology: a Practical Handbook. Tata McGraw-Hill Publ. Co. Ltd. New Delhi.
KIMCHIE, S. (1984) High-rate anaerobic digestion of agricultural wastes. Ph.D. thesis, Technion, Israel.
KLAPWIJK, A. (1978) Eliminatie van Stikstof uit Afvalwater door Denitri fikatie, Ph.D. Thesis, Pudoc, Wageningen.
KLINGER, I., ALEXANDER, R. and MARCHAIM, U (1986). Isr. J. Vet. Med., 42:41.
KLINGER, I. and MARCHAIM, U. (1987) Isr. J. Vet. Med., 43:181-187.
KONIG, H., and STETTER, K.O. (1982) Zbl. Bakt. Mikrobiol. Hyg. C-Allg. 3:478-490.
KRAFT, D.J., OLECHOWSKI-GERHARDT, C., BERKOWITZ, J. and FINSTEIN, M.S. (1969) Appl. Microbiol. 18:703-707.

Copyrighted material

KRAUSE, R., and AHLERS, R. (1987). Grundlagen der Landtechnik 37.
KRISHI YANTRA BIKASH, Ltd. (1985) Progress Report of Financial Year 1984/85.
KRZYCKI, J. A. and ZEIKUS, J. G. (1980) Current Microbiol. 3:243-245.
KRYZCKI, J.A., WOLKIN, R.H. and ZEIKUS, J.G. (1982) J. Bacteriol. 149:247-254.
KUKHARENKO, T.A. (1972) Zh. Prikl. Khim. 34:172.
KUMAR, S., JAIN, M. C. and CHHONKAR, P. K. (1987) Biol. Wastes 20:209-216.
KUNGELMAN, I.J., and MCCARTY, P.L. (1965) J. Water Pollut. Control Fed. 37: 97-115.
KUNGELMAN, I.J., and CHIN, K.K. (1971) Adv. Chem. Ser. 105(23):55-89.
KVIC (1984) Gobargas, Retrospect and Prospects. KVIC, Bombay.
LANGE, N.A. (1956) Handbook of Chemistry, Handbook Publishers, Sandusky, Ohio, p. 818.
LARGE, J. L. (1983) In: (J. A. Cole et al., eds.) Aspects of Microbiology 8, AMS Publications, Washington DC, pp. 11-24.
LAWRENCE, A.W. and MCCARTY, P.L. (1969) J. Water Poll. Control Fed. 41:R1.
LEE, M.R. and SHIH, J.C.H. (1988) Appl. Environ. Microbiol. (submitted).
LEFTWICH, D.B., REIMERS, R.S. and ENGLANDE, A.J. (1981) In: (W.J. Cooper, ed.) Chemistry in Water Reuse, Vol. 2, Ann Arbor Sciences, Ann Arbor.
LETTINGA, G., VAN DER GEEST, A.TH., HABMA, S. and VAN DER LAAN, J. (1979) Wat. Res. 13:725-37.
LETTINGA, G., VAN VELSEN, A.F.M., DE ZEEUW, W. and HOBMA, S.W. (1979) Proc. Nat. Conf. Environ. Engin., Am. Soc. Civil Engin., New York p. 35.
LETTINGA, G., VAN VELSEN, A.F.M., HABMA, S.W., DE ZEEUW, W. and KLAPWIJK, A. (1980) Biotech and Bioeng. 22:699-734.
LETTINGA, G., ROERSMA. R. and GRIM. P. (1983) Biotechnol. Bioeng. 25:701-1724.
LETTINGA, G., HULSHOFF POL, L.W., KOSTER, I.W., WIEGANT, W.M., DE ZEEUW, W.J., RINZEMA, A., GRIN, P.C., ROERSMA,R.E. and Hobma, S.W. (1984) Biotech. and Gen. Eng. 2:253-284.
LEUENBERGER, C., GIGER, W., CONEY, R., GRAYDON, J.W. and MOLNAR-KUBICA, E. (1985) Water Res. 19:885-894.
LEVANON, D., DOSORETZ, C., MOTRO, B. and KAHAN, I. (1983a) Mushroom News 31(4):16-19.
LEVANON, D., DOZORETZ, C., MOTRO, B. and KAHAN, I. (1983b) Proc. 2nd Intl. Symp., "Peat in Agriculture and Horticulture". Bet-Dagan, Israel, 1983.
LEVANON, D., DOSORETZ, C. and MOTRO, B. (1983c) NEFAH Annual Report, Kibbutz Industries Association.
LEVANON, D., DOSORETZ, C., MOTRO, B. and KAHAN, I. (1984) Mushroom J. 133:13-17.
LEVANON, D., DANAI, O. and MASAPHY, S. (1988) Biological Wastes, 26:341-348.
LICHTMAN, R. (1983) VITA, Biogas Systems in India. Washington, DC.
LIEW, E.C. (1986) Economics of Biogas Digesters in Thailand. Research study, AIT, Energy Technology Division.
LIM, K.H., QUAH S.K., GILLIES D. and WOOD, B.J. (1984) Proc. Workshop. on Review of Palm Oil Mill Effluent Treatment Technology vis-a-vis DOE Standards, Kuala Lumpur. Palm Oil Research Institute of Malaysia, pp. 42-52.
LO, K.V., BULLEY, N.R., LIAO, P.H. and WHITEHEAD, A.J. (1983) Agric. Wastes 8:155-165.

Copyrighted material

LUCIA, R.J. DE, and BHATIA, R. (1980) Economics of renewable energy technologies in the rural third world. Meta Systems, Cambridge, Mass.

MA, A.N., CHOW, C.S., JOHN, C.K., IBRAHIM, A. and ISA, Z. (1982) Proc. Ref. Workshop on Palm Oil Mill Technology amd Effluent Treatment, Kuala Lumpur. Palm Oil Research Institute of Malaysia, pp. 123-156.

MACKIE, R. I. and BRYANT, M. P. (1981) Appl. Environ. Microbiol. 41:1363-1373.

MAH, R.A., WARD, D.M., BARESI, L. and GLASS, T.P. (1977) Ann. Rev. Microbiol. 31:309-341.

MAH, R.A., SMITH, M.R. and BARESI, L. (1978) Appl. Environ. Microbiol. 35: 1174-1184.

MAH, R.A. and SMITH, M.R. (1981) In: (M.P. Starr et al., eds.) The Prokaryotes, Vol I. Springer Verlag, New York, pp. 260-296.

MAH, R.A. (1983) In: Proc. 3rd Intl. Symp. Anaerobic Digestion, Boston, pp. 13-22.

MAHDI, S.S. (1982) Biogas Programme in India. Financing Agriculture, Vol. 14,(2-3):5-17.

MAHIN, D.B. (1982) Biogas in Developing Countries. Bioenergy System Report to USAID, Washington, DC.

MARAMBA, F.D. (1978) Maya Farms Division, Liberty Flour Mills, Inc., Metro Manila.

MARCHAIM, U., and CRIDEN, J. (1981) In: (D. L. Wise, ed.) Fuel gas production from biomass, Vol 1, CRC press, Boca Raton, FL., pp. 95-120.

MARCHAIM, U., PROCHENSKI, D., PERACH, Z., LOMBROZO, E., DVOSKIN, D. and CRIDEN, J. (1981) In: 2nd Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Travemunde.

MARCHAIM, U. (1982) NEFAH Annual Report for 1982. Kibbutz Industries Assoc.

MARCHAIM, U. (1983a) 3rd Int. Symp. on Anaerobic Digestion, Boston, MA, pp. 343-355.

MARCHAIM, U. (1983b) Acetic to propionic acid ratio as a control device for anaerobic digestion processes. A report to Battelle, Columbus, OH.

MARCHAIM, U, (1987) In: 21st Intl. Conf. on Agric. Mechanization. Zaragoza, Spain II:51-56.

MARCHAIM, U. (1990) In: FAO Consultation of the European Cooperative Research Network on Animal Waste Utilization. Bologna, Italy.

MARCHAIM, U. (1991) Biol. Wastes (in press).

MATSCHE, N.F., SPATZIERER, G. and USRAEL, G. (1976) In: (H. Dellweg, ed.) Proc. 5th Intl. Ferment. Symp., Berlin. Westkreuz-Druckerei, pp. 339.

MAULIK, T.K. (1982) In: (D.E. Hughes, D.A. Stafford, B.F. Weatley, W. Beader, G. Lettinga, E.J. Nuns, W. Verstraete and R.L. Wentworth, eds.) Anaerobic Digestion.Elsevier Biomedical, Amsterdam, pp. 60-63.

MAZUMDAR, R. (1982) Tata Energy Res. Inst. Doc. Center, Bombay, India.

MCCARTY, P.L. (1964) Anaerobic waste treatment fundamentals, Part I. Chemistry and Microbiology. Public Works 95:107.

MCCARTY, P.L. (1966) Dev. Ind. Microbiol. 7:144.

MCCARTY, P. L. (1971) Advances in Chemistry Series, 105, Am. Che. Soc.

MCCARTY, P.L. (1971) In: (S.D. Faust and J.V. Hukter, eds.) Organic Compounds in Aquatic Environments. Marcel Dekker Inc. New York, p. 495.

MCCARTY, P.L. (1982) In: (D.E. Hughes, D.A. Stafford, B.F. Weatley, W. Beader, G. Lettinga, E.J. Nuns, W. Verstraete and R.L. Wentworth, eds.) Anaerobic Digestion.Elsevier Biomedical, Amsterdam, pp. 3-22.

MCCOY, J.H. (1962) J. Appl. Bact. 25:213-224.

Copyrighted material

MCGARRY, M.G. and M.G. STAINFORTH, eds. (1978). Pub. IDRC-TS8e, Intl. Dev. Res. Center, Ottawa.

MCINERNEY, M.J., BRYANT, M.P. and PFENNIG, N. (1979) Arch. Microbiol. 122:129-135.

MCINERNEY, M.J. and BRYANT, M.P. (1981) In: (Wise, D.L. ed.) Fuel Gas Production from Biomass, Vol. 1 19-46, CRC Press, Boca Raton, Fl.

MCKINNEY, R.E., LANGLEY, H.E. and TOMLINSON, H.D. (1958) Sewage Ind. Wastes, 30:1469-1477. Metcalf, L. and Eddy, H. P. (1915) American Sewerage Practice, III. Disposal of Sewage, 1st ed., McGraw-Hill Book Company, Inc., New York.

MICHAELSEN, TH., SONNENBERG, H., WEILAND, P. and WULFERT, K. (1987). 3rd Report, Project Nr. 81 UM 23, Institut fuer Technologie.

MOAV, R., WOHFARTH, G., SCHROEDER, G., HULATA, G. and BARASH, H. (1977) Aquaculture 10:25-43.

MOIGNO, A. F. (1882) As reviewed in Minutes of Proc. Inst. Civil Engineers, XLVIII, 350, London.

MORGAN, P.F. (1954) Sewage and Indust. Wastes 26:462.

MOSEY, F.E. (1983) Wat. Sci. Technol. 15:209.

MOSEY, F.E., SWANWICK, J.D. and HUGHES, D.A. (1971) Water Poll. Control (G.B.) 668-80.

MOUNTFOURT, D.O., ASHER, R.A., MAYS, E.L. and TIEDJE, J.M. (1980) Appl. Environ. Microbiol. 39:686-694.

MUKHERJEE, S.K. and ARYA, A. (1980) At: Energy and Rural Dev. Res. Implementation Workshop, Chiang Mai, Thailand.

MULLAN, J.D., WYOSNICK, D.R., GILLEO and SHEAFFER, J.R. (1984) A Preliminary Analysis of Several Working Anaerobic Digestion Systems. World Bank data.

MYLES, R.M. (1985) A Practical Guide to Janata Biogas Plant Technology. AFPRO.

NAS (1977). Methane Generation from Human, Animal and Agricultural Wastes. Nat. Acad. Sc., Washington, D.C.

NATIONAL OFFICE FOR BIOGAS DEVELOPMENT AND EXTENSION (1982). Biogas in China. Beijing, People's Republic of China.

NELSON, G.H., et al. (1939) J. Agric. Res. 58173-87, Washington, DC.

NICHOLLS, H.A. and OSBORN, D.W. (1979) J. Water Pollut. Control Fed. 51:557-569.

NOSAL, D. und STEINER, Th. (1986) FAT-Berichte 292:1-7.

NOTTINGHAM, P.M., and HUNGATE, R.E. (1969) J. Bacteriol. 98:1170.

ODUM, H.T. (1971) Environnment, Power and Society. Wiley Interscience, N.Y.

OLSEN, L.E. (1984) In: Bioenergy 84, Vol. III. (H. Egneus and A. Ellegard, eds). Elsevier Applied Science Publishers, London, pp. 401-405

OREN, A. (1983) Arch. Microbiol. 136:42-48. Oren, A. (1986) Research Report June 1985-May 1986. Submitted to Dynatech R&D and the Houston Lighting & Power Company, USA.

OROZOCO, A. (1988) In: (A. Tilche and A. Rozzi, eds.) Posters from 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Monduzzi Editore, pp. 759-762.

OWEN, W.F., STUCKEY, D.C., HEALY, J.B., JOUNG, L.Y. and MCCARTY, P.L. (1979) Water Res. 13:485.

PAIN, B. F., WEST, R., OLIVER, B. and HAWKES, D. L. (1984) J. Agric. Engin. Res. 29:249-256.

Copyrighted material

PANG, A. (1978) United Mission to Nepal, Butwal, Nepal.
PARIS, J.M., VICENT, T., BALAGUER, M.D. and CASSU, C. 1988. In: (A. Tilche and A. Rossi, eds.) Posters from 5th Intl. Symp. on Anaerobic Deigestion, Bologna, Italy. Monduzzi Editore, pp.557-559.
PARK, Y.D., PARK, J.J. and LIM, J.H. (1979) Research Reports of the Office of Rural Development, Suweon, Korea.
PATNI, N. K. and JUI, P. Y. (1987) Biol. Wastes 20:11-34.
PECK, M.W., HAWKES, F.R. and HAWKES, D.L. (1985) Proc. Conf. Advances in Fermentation II, pp. 34-42. Supplement to Process Biochemistry. Turret-Wheatland, Ltd., Rickmansworth, U.K.
PECK, M.W., SKILTON, J.M., HAWKES, F.R. and HAWKES, D.L. (1986) Nat. Res. 20(4):453-462.
PECK, M.W. and HAWKES, F.R. (1987) Biomass 13:125-133.
PECK, M.W., HAWKES, F.R. and HAWKES, D.L. (1988) In: (A. Tilche and A. Rossi, eds.) Posters from 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Monduzzi Editore, pp. 411-414.
PELLIZZI, G. (1981) New and renewable energy in agriculture. FAO communication ECO: 22/80 (4a).
PFEFFER, J.T. (1974) Final Report to U.S. Environmental Protection Agency, Univ. Illinois, Urbana, IL.
PICKEN, D.J. and SOLIMAN, H.A. (1981). J. Agric. Eng. Res. 26:1-7.
PINE, M.J. and BARKER, H.A. (1956) Studies on the Methane Fermentation. XII. J. Bacteriol. 71:644.
PIPYN, P. and VERTSTRAETE, W. (1981) Biotech. and Bioeng. XXIII:1145-1154.
PONSFORD, A.P. (1966) Brit. Coal Alit. Rest. Assoc. Bull. 30:1.
PRADHAN, R.S. (No date) CEDA, Kattmandu, Nepal.
PRASAD, C.R., PRASAD, K.K. and REDDY, A.K.N. (1974) Economic and Political Weekly 9:32-34.
PRASIT-RAITHSINT, S., CHUPIKOOLCHAI, S., ARTHORNTHURASOOK, T. and SUKRYA-PONGSE, P. (1979) IDRC Project, File No. 3-P-77-0076-04-02.
PRIOR, R.L., BRITTON, R.A. and HASHIMOTO, A.G. (1981) In: Proc. 4th Intl. Symp. on Livestock Wastes, Am. Soc. Agric. Eng., St Joseph, Michigan, pp. 54-60.
PRIOR, R.L. and HASHIMOTO, A.G. (1981) In: (D.L. Wise, Ed.) Fuel Gas Production from Biomass, Vol. 2. CRC Press, Florida, pp. 215-238.
PYLE, D.L. (No date) Imperial College, London (Mimeo).
PYRZAK, R. and SHIH, J.C.H. (1987) Atherosclerosis, 68:77-85.
QURISHI, F.S. (1978) Economic and Social Commission for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand.
RAHMAN, M. (1976) Bangladesh Acad. for Rural Dev., Kotbari, Camilla.
RAJABAPAIA, P., RAMANAYYA, K.V., MOHAN, S.R. and REDDY, A.K.N. (1979) In: Proc. Indian Acad. Sc. III:357-363.
RANKIN, R.S. (1948) Sewage Works J. 20:478.
RAPPAPORT, U. and SARIG, S. (1978) Bamidgeh 30:27-36.
RAVINDRANATH, N.H., NAGARAJU, S.M., SOMASHEKAR, H.I., CHANNESWARAPPA, A., BALKRISHNA, M., BALACHANDRA, B.N. and REDDY, A.K.N. (1980) Proc. Conf. Energy from Biomass, Brighton, U.K.
RAVIV, M., CHEN, Y., PERACH, Z. and GELLER, Z. (1982) Res. Rec. and Cons. 4:59-68.

Copyrighted material

RAVIV, M., CHEN, Y., GELER, Z., MEDINA, S., PUTIEVSKI, E. and INBAR, Y. (1983) Acta Hort. 150:563-573.

RAVIV, M., TARRE, S., GELER, Z. and SHELEF, G. (1987) Biological Wastes 19: 309-318.

REDDY, A.K.N. and SUBRAMANIAN, D.K. (1979). Proc. Indian Acad. Sci., X2:395-416.

REIMANN, H. (1984). Proc. 37th Intl. Conf. Cebedeau, Use of Fixed Biomass for Water and Wastewater Treatment, Cebedoc Liege, pp. 353-361.

REINEKE, W., WESSELS, S.W., RUBIO, M.A., LATORRE. J., SCHWIEN, U., SCHMIDT, E., SCHLOEMANN, M. and KNACKMUSS, H.J. (1982) FEMS Microbiol. Lett. 14:291-294.

RENSINK, J.H., DONKER, H.J. and BRONS, H.J. (1979) H_20 12:296-301.

RENSINK, J.H., DONKER, H.J.G.W. and LJWEMA, T.S.J. (1982) In: (B. Chambers and F.J. Tomlinson, eds.) Bulking of Activated Sludge: Preventative and Remedial Methods. Ellis Horwood Ltd., Chichester, pp. 147-163.

ROBERTSON, A.M. (1977) Farm Wastes Handbook. The Scottish Farm Building Investigation Unit. 114 pp.

ROESOR, R.W. (1979) US AID Contract 522-T-411. Fletcher School, Tufts Univ.

RORICK, M.B., SPAHR, S.L, and BRYANT, M. P. (1984) J. Dairy Science 63:953-956.

ROTH, L.A. and LENTZ, C.P. (1977) Can. Inst. Food Sc. Technol. J. 10(2):105-8.

ROUSSEAU, I., SHELEF, G. and MARCHAIM, U. (1979) Resource, Recovery and Conservation 4:59-68.

RUDOLFS, W. (1927) Indus. and Engin. Chem. 19: 241.

RUOFF, C.H., ASHARE, E., SANDERSON, J.E. and WISE, W.L. (1980) IGT Symposium, Arlington, VA.

SANGHI, A.K. (1979) Budget Office of Planning, Springfield, IL.

SAWYER, C.N. (1965) J. Water Pollut. Control Fed. 37:151-162.

SAYED, S., VAN CANPEN L. and LETTINGA, G. (1987) Biol. Wastes 21:11-28.

SCHELLENBACH, S. (1980) In: Symp. Papers: Energy from Biomass and Wastes, IV, IGT, Chicago, IL.

SCHEIFINGER, C.C., LINEHAN, B. and WOLIN, M.J. (1975) Appl. Microbiol. 29:480-483.

SCHMID, L.A. and LIPPER, R.Z. (1969) In: Proc. Conf. on Agric.Waste Mgt., Cornell Univ., Ithaca NY, 50-7.

SCHROEDER, G.L., HEPHER, B., BARASH, H. and ISRAEL, Y. (1976)Annual Report, Kibbutz Industries Assoc.

SCHROEPFER, G., FULLEN, W.J., JOHNSON, A.S., ZIEMKE, N.T. and ANDERSON, J.J. (1955) Sewage and Indus. Wastes 27(4):460-86.

SCHUCHARDT, F. (1987). In: Proc. 4th Intl. Symp. of CIEC, Braunschweig.

SEGZIN, M., JENKINS, D. and PARKER, D.S. (1978) J. Water Pollut. Control Fed., 50:362-381.

SHARMA, Y.N. (1980) At: Workshop on Low Cost Energy for Water Pumping, Botswana.

SHELEF, G., KIMCHI, S. and GRYNBERG, H. (1980) Biotech. and Bioeng. Symp.No. 10:341-51.

SHELEF, G., TARRE, S. and KIMCHI, S. (1989) World Energy Conference. Chengdu, China.

SHEN RUI-ZHI (1985) Proc. 4th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Guangzhou, China.

Copyrighted material

SHIEH, W.K., SUTTON, P.M. and KOS, P. (1979) Proc. 52nd Ann. Water Poll. Control Fed. Conf., Houston, Texas, Dorr Oliver Inc., Stamford, Conn. Reprint No. 10202.

SHIH, J.C.H. (1985) In: Anaerobic Digestion 1985, China State Biogas Association, Beijing, China. pp. 581-890.

SHIH, J.C.H. (1987a). In: (D.L. Wise, ed.) Bioenvironmental Systems, Vol. II CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 1-16.

SHIH J.C.H. (1987b) Ecological benefits of anaerobic digestism Poult. Sci. 66:946-950

SHIH, J.C.H. (1988) In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 259-263.

SIEPMANN, F.W. (1985) Entsorgungsgpraxis 6:359-361.

SILANIKOVE, N. and LEVANON, D. (1986) Cotton Straw: composition, variability and effect of anaerobic preservation. Biomass 9:101-112.

SILANIKOVE, N. and LEVANON, D. (1987) Interrelationship between acidic and alkali treatments of cotton and wheat straw and fiber chemical properties. J. Sci. Food Agric. 38:117-124.

SIMKINS, S. and ALEXANDER, M. (1984) Appl. Environ. Microbiol. 46:1299-1306.

SIMPSON, D.E. (1971). Water Res. 5:523-32.

SINGH, J.B. (1982) Financing Agriculture, Vol. 14 pp. 40-44.

SINGH, R.B. and SINGH, K.K. (1978) State Planning Div. Uttar Pradesh, India.

SLIJKHUIS, H. (1983) The Physiology of the Filamentous Bacterium *Microthrix parvicella*, Ph.D. Thesis, Pudoc Wageningen.

SMITH, L.W. and WHEELER, W.E. (1979) J. Anim. Sci. 48:144.

SMITH, M.R. and MAH, R.A. (1978) Appl. Environ. Microbiol. 36:870.

SMITH, O.B., MACLEOD, G.K, MOWAT, D.N., FOX, C.A. and MORAN, E.T. Jr. (1978) J. Anim. Sci. 47:833-842.

SOEHNGEN, N.L. (1910) Rec. Trav. Chim. 29:238.

SORENSEN, J., CHRISTENSEN, D., and JORGENSEN, B. B. (1981) Appl. Environ. Microbiol. 42:5-11.

SOUTHERN CALIFORNIA GAS COMPANY (1981) Bioconversion feasibility study, cattle manure to methane.

SOWERS, K.R., and FERRY, J.G. (1983) Appl. Environ. Microbiol. 45:684-690.

SPANJERS, H. and KLAPWIJK, A. (1986) H_20 18:432.

SPEECE, R.E. and MCCARTY, P.L. (1964) Advances in Water Poll. Res. 2, Pergamon Press, London, p. 305.

SPEECE, R.E., and PARKIN, G.F. (1983) In: (R. L. Wentworth, ed.) Proc. 3th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Boston, MA, Evans and Faulkner Inc., Watertown, MA, pp. 23-35.

SPEECE, R.E. (1985) In: Proc. 4th Intl. Symp. Anaerobic Digestion, Guangzhou, China, pp. 515-528.

STADTMAN, R. C. and BARKER, H. A. (1949) Studies on the Methane Fermentation. II. Arch. Biochem. 21: 256. 1982 Elsevier Biomedical Press B.V.

STAFFORD, D., HAWKES, D. and HORTON, D.L. (1981) Methane Production from Waste Organic Matter, CRC Press, Boca Raton, Fl.

STANDER, G.J. (1950) Effluents from fermentation industries. Part IV. J. Inst. Sewage Purification 4:438.

STANDER, G.J. and SNYDERS, R. (1950) Effluents from fermentation industries. Part V. J. Inst. Sewage Purification 4:447.

Copyrighted material

STANDER, G.J. (1966) J. Waste Poll. Control Fed. 38:774.
STEINSBERGER, S.C. and SHIH, J.C.H. (1984) Biotechnol. Bioeng. 26:537-543.
STEINSBERGER, S.C., ORT, J.F and SHIH, J.C.H. (1987) Poult. Sci. 66:634-639.
STEWART, D. J. (1981) Energy crops to methane. In: (D.A. Stafford et al., eds.) Anaerobic Digestion. Applied Science Publishers, London.
SUBLETTE, K.L., SNIDER, E.H. and SYLVESTER, N.D. (1982) Water Res. 16:1075-1082.
SUMMERS, R., HOBSON, P. N., HARRIES, C. R. and FIELDEN, N. E. H. (1984) Process Biochem. 19:77-78.
SUMMERS, R., HOBSON, P. M. , HARRIES, C. R. and RICHARDSON, A. J. (1987) Biol. Wastes 20:43-62.
SUTTER, K. and WELLINGER, A. (1987) In: Proc. CAEUFAL Symp. on Agricultural Waste Management and Environmental Protection.
SWITZENBAUM, M.S. and JEWELL, W.J. (1980) J. Water Poll. Control Fed. 52:1953.
TAGARI, H. (1978) Utilization of Agric. Wastes. Progress Report 5 (Hebrew).
TANG, W. (1988) In: (A. Tilche and A. Rozzi, eds.) Posters from 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Monduzzi Editore, pp. 951-955.
TARRANT, J. (1977) Waste Not Want Not. Debarek, Ethiopia (Mimeo).
TARRE, S., RAVIV, M. and SHELEF, G. (1987). Biological Wastes 19:299-308.
TARVIN, D., and BUSWELL, A.M. (1934) J. Am. Chem. Soc., 56:1751.
TAYLOR, B.F., CAMPBELL, W.L., and CHINOY, I. (1970) J. Bacteriol., 102:430-437.
TAYLOR, D.W. (1972) In: Proc. 3rd Nat. Symp. on Food Processing Wastes, EPA-R2-018.
TAYLOR, P.A. and LE B. WILLIAMS, P.J. (1975). Can. J. Microbial. 21:90-98.
THAUER, R. K., JUNGERMANN, K., and DECKER, K. (1977) Bacteriol. Reviews, 41:100-108.
THEIS, T.L. and HAYES, T.D. (1979) Chemistry of Wastewater Technology, Chapter 23, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. pp. 403-19.
THELIN, R. and GIFFORD, G. (1983) J. Environ. Qual. 12:57-63.
THOMGAKAINOOK, A. (1982) MSc Thesis, Asian Inst. of Tech., Bangkok.
TISTR (1986) Complete Report on Evaluation of the feasibility of Biogas Technology in Rural Areas.
TORPEY, W.N. (1955) Sewage and Indust. Wastes 27:121.
TURNER, J., STAFFORD, D.A,. HUGHES, D.E. and CLARKSON, J. (1983) Agr. Wastes, 6:1-11.
UMANA, A. (1982). State of the Art Review of Anaerobic Processes in Latin America. Internal Report prepared for IRCWD.
UNEP (1981). Biogas fertilizer system. Technical Report on a Training Seminar in China. U.N. Environmental Programme, Nairobi.
USEPA (1979). Sludge Treatment and Disposal. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.
VALCKE, D. and VERSTRAETE, W. (1983) J. Water Poll. Control Fed. 55:1191-1195.
VAN BRAKEL, J. (1980) The Ignis Fatuus of Biogas Small-Scale Anaerobic Digesters ("Biogas Plants"): A Critical Review of the Pre-1970 Literature, Delft University Press.
VAN BUREN, A. (ed.) (1979) Trans. M. Cook Interm. Tech. Publ. Ltd.
VANDEBROEK, R. (1986) Study and development of a microcomputer controlled sensor for the determination of the biodegradability and the toxicity of wastewaters: the RODTOX. Ph.D. Thesis, State University of Gent.

Copyrighted material

VAN DEN BERG, L. and KENNEDY, K. (1981) Biotechnol. Lett. 3L165-170.
VAN DEN EYNDE, E., HOUTMEYERS, J. and VERACHTERT, H. (1982) In: (B. Chambers and E.J. Tomlinson, eds.) Bulking of Activated Sludge: Preventative and Remedial Methods. Ellis Horwood Ltd., Chichester, pp. 128-142.
VAN DEN EYNDE, E., VRIENS, L., WYNANTS, M. and VERACHTERT, H. (1984) Appl. Microbiol. Biotechnol. 19:44-52.
VAN DEN HEUVEL, J.C., ZOETEMEYER, R.J. and BOELHOUWER, C. (1981) Biotechnol. Bioeng. 23:2001-2008.
VAN SOEST, P.J. (1979) Forages, Fiber and the Rumen, Freeman, San Francisco, CA.
VAN VELSEN, A.F.M. (1979). "Adaptation of methanogenic sludge to high.
VAN VELSEM A.F.M. (1981) Anaerobic digestion of piggery waste. Ph.D. Thesis, Ag. University, Wageningen, 103 pp.
VERSTRAETE, W., VOETS, J.P., NEUKERMANS, G., DEBRUYCKERE, M. and PETIT, K. (1972) H_20, 5:597-598.
VERSTRAETE, W., and PIPYN, P. (1981) Biotechnology and Bioengineering, 23: 1145-1154.
VERSTRAETE, W. and VAN VAERENBERGH, E. (1986) In: (H.J. Rehm and G. Reed, eds.) Biotechnology, Vol. 8, VCH Verlaggesellschaft, Weinheim, pp. 43-112.
VETTER, H. and G. STEFFENS, eds. (1988) Joint Meeting of FAO Bodies, Liebefeld, Switzerland.
VIEIRA, S.M.M. (1988) In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) Proc. 5th Intl. Conf. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp.185-196.
VIMAL, O.P. (1985) In: Regional wood energy development programme in Asia, GCP/RAS/111/NET, Bangkok, pp. 22-33.
VYAS, S.K., SANDFLAR, N.S., SINGH, A., GUPTA, R.K. and JINDAL, U. (1989) Dept. Civil Eng., Punjab Agric. Univ., Ltidhiana, India.
WALTER, H., HARNICKELL, E. and MUELLER-DAMBOIS (1975) Climate-diagram Maps. Springer-Verlag, Berlin.
WALTHER, A. (1985) Gas-Wasser-Abwasser 2:62-66.
WARD, R. (1982) World Bank Data, Washington, DC.
WARD, R. and ASHLEY, C. (1976) Appl. Environ. Microbiol. 31:921-930.
WEATHERBURN, M.W. (1967) Anal. Chem. 28:971-974.
WEBER, W. (1984) Proc. 7th Intl. Conf. Cebedeau, Use of Fixed Biomass for Water and Waste Water Treatment, Cebedoc Liege, Belgium, pp. 291-306.
WELLINGER, A., EDELMANN, W.F. and HETZ, D. (1984) Biogas Handbuch, Wirz Verlag, 200 pp.
WELLINGER, A. (1985) Process Biochemistry, pp. 131-137.
WELLINGER, A., SUTTER, K. and EGGER, K. 1988. In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) Proc. 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 413-419.
WHITE, E.G. (1982) In: (J.R. Walton and E.G. White, eds.). Communicable diseases resulting from storage, handling, transport and landspreading of manures. Commission of the European Communities, EUR 7627 EN.
WIEGANT, W.H. and ZEEMAN, G. (1986) Agric. Wastes 16:243-253.
WINFREY, M.R., and ZEIKUS, J.G. (1977) Appl. Environ. Microbiol. 33:275-281.
WISE, D.L. (1980) Peat Biogasification Development Program, DOE Contract No. DE-AC01-79ET1496, Dynatech Report No. 2065, Dynatech R&D Company, Cambridge, MA.

Copyrighted material

WISE, D.L., ed. (1984) CRC Series in Bioengineering Systems (1-5). CRC Press, FL.
WITTER, R.L., BURGOYNE, G.H. and BURMESTER, B.R. (1968) Avian Dis. 12:52&530.
WOESE, C.R. (1981) Scientific American 244:94-106.
WOLIN, M.J. (1974) Am. J. Clin. Nutr. 27:1320-1328. Wolkin, R. and Zeikus, J. G. Pleasurement of the Internal pH of Methanosarcina barkeri. (In preparation).
WOOLLENS, M.S. (1987) Antifungal activity in anaerobic poultry waste digesters. Thesis, North Carolina State University.
WU, YI-ZHE (1987) Biogas Newsletter by Biogas Assoc. Sichuan Province.
WU, WEN (1984) Proc. SABECTS Chengdu, China.
XI, J., ESTES, M.K., METCALF, T.G. and MELNICK, J.L. (1986) Appl. Environ. Microbiol. 52:711-717.
XINSHENG, M., RUCHEN, C., NIAGUO, L., CHENGCHUN, H. and SHEARER, W. (1980). Development Forum, 8(9).
XU, KE-NAN (1985) Proc. 4th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Guangzhou, China.
XU, ZLIENG-FU (1985) Proc. 4th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Guangzhou, China.
YANG, P. Y. (1981) In: Energy from Biomass and Wastes V. Institute of Gas Technology, Chicago.
YEOH, B.G. (1988) Standards and Industrial Research Inst. of Malaysia.
YOUNG, J.C. and MCCARTY, P.L. (1969). J. Wat. Poll. Cont. Fed. 41(5):160-73.
YU, I.K. and HUNGATE, R.E. (1983) Ann. Meet. Am. Soc. Microbiol., New Orleans.
ZAID, I., GRUSENMEYER, S. and VERSTRAETE, W. (1986a) Appl. Environ. Microbiol. 51:572-579.
ZAID, I., GRUSENMEYER, S. and VERSTRAETE, W. (1986b) Appl. Environ. Microbiol. 51:580-587.
ZEEMAN, G., VENS, T.J.M., KOSTER-TREFFERS, M.E. and LETTINGA, G. 1988. In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) Proc. th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 397-405.
ZEHNDER, A.J.B. and WUHRMANN, K. (1977) Arch. Microbiol. 111:199.
ZEHNDER, A.J. (1978) In: Water Pollution Microbiology, II. John Wiley & Sons, Inc., New York, p.349.
ZEHNDER, A.J., HUSER, B.A., BROCK, J.D. and WUHRMAN, K. (1980) Arch. Microbiol. 124:1-11.
ZEHNDER, A. J., Ingvorsen, K., and Marti, T. (1982) In: (D. E. Hughes et al., eds.) Anerobic Digestion, Elsevier Biomedical Press, Amsterdam, pp. 45-68. Zeikus, J.G. and Ward, J.G. (1974) Science 184:1181-1183.
ZEIKUS, J.G. (1977) Bacteriol. Rev. 41:514-541.
ZEIKUS, J. G. (1980) Chemical and Fuel Production by Anaerobic Bacteria. Ann. Rev. Microbiol. 34:423-456.
ZEIKUS, J. G. (1980) In: (Stafford, D.A., ed.) 1st Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, AD79. Scientific Press, Cardiff, pp. 75-103.
ZEIKUS, J.G. (1983) Adv. Microbiol. Phys. 24:215-241.
ZHAO, X.H. (1985) In: Anaerobic Digestion 1985. China State Biogas Assoc., Beijing, China, pp. 701-710.
ZHAO, X-H. and WU, L-B. (1988) In: (E.R. Hall and P.N. Hobson, eds.) 5th Intl. Symp. on Anaerobic Digestion, Bologna, Italy. Pergamon Press, pp. 173-183.
ZHILINA, T.N. (1983) Microbiol. 52:375-382.
ZHILINA, T.N. (1986) Appl. Microbiol. 7:216-222.

Copyrighted material

ZINDER, S.H., and Mah, R.A. (1979) Appl. Environ. Microbiol. 38: 996-1008.
ZINDER, S.H., ANGUISH, T. and CARDWELL, S. (1984) Appl. Environ. Microbiol. 47:808-813.
ZINDER, S.H., CARDWELL, S.C., ANGUISH, T., LEE, M. and KOCH, M. (1984) Appl. Environ. Microbiol. 47:796-807.
ZLOKARNIK, M. (1983) Ger. Chem. Eng. 6:183-197.

Copyrighted material

ANNEXE 2

GLOSSAIRE

Acides volatils : Acides gras à chaine courte (en C1 ou C2), produits par les bactéries acidogènes. Ils sont solubles dans l'eau, peuvent être distillés à la pression atmosphérique, et sont communément quantifiés en calculant la quantité de solide volatilisée donc perdue après combustion d'un échantillon solide soumis à une température de 55°C. Ils constituent par suite la fraction organique d'un prélèvement solide. La fraction solide volatile est exprimée en pourcentage de la quantité totale de solide.

Aérobie : En présence d'oxygène libre.

Alcalinité : Conditions prévalantes pour lesquelles il existe suffisamment de substances alcalines de telle sorte que le pH résultant est supérieur au seuil de 7.0.

Anaérobie : En absence d'oxygène libre.

Bactérie anaérobie : Bactérie qui vit et se reproduit dans un milieu ne contenant ni oxygène libre ni oxygène en solution.

Bactérie aérobie : Bactérie qui vit et se reproduit uniquement dans un milieu contenant de l'oxygène nécessaire à la respiration, tel que l'oxygène atmosphérique ou l'oxygène en solution dans l'eau.

Bactéries acidogènes : Groupes des bactéries dans un digesteur qui produisent des acides volatils en tant que sous-produits de leur métabolisme.

Bactéries méthanogènes : Groupe des bactéries à l'intérieur d'un digesteur consommatrices d'acétates et d'hydrogène comme sources d'énergie, et qui produisent du méthane.

Bénéfices : Les bénéfices tangibles d'un système biogaz sont ceux qui sont aisément quantifiables et ont une valeur monétaire. De tels bénéfices correspondent à la valeur du gaz, à celle des effluents produits en tant qu'engrais et substituts de supports de culture. Les bénéfices intangibles, tels que l'amélioration de l'environnement sanitaire, la prévention des odeurs et le bio-aliment sont difficiles évaluer en termes monétaires.

Bio-aliment : Matières issues de la fermentation des effluents et utilisés comme aliments du bétail.

Biogaz : Mélange gazeux constitué principalement de méthane et de dioxyde de carbone produits lors de la digestion anaérobie. Des traces d'hydrogène sulfureux et d'ammoniac sont présentes à des taux variables.

Boue : Effluent constitué par les particules déposées après le processus de sédimentation.

Cabutz : Partie solide qui résulte après la filtration des effluents bovins digérés en conditions thermophiles.

Capacité tampon : Mesure de la capacité de résistance à la variation du pH attendue de l'introduction de susbtances étrangères dans l'effluent.

Capacité calorifique : Quantité de chaleur qui est produite par la combustion d'un carburant, elle est usuellement exprimée en termes de calories par unité pondérale (ou volumique) de ce carburant.

Copyrighted material

Catabolisme : Métabolisme correspondant à la dégradation de substances organiques s'accompagnant de la production d'énergie liée à la décomposition de substances complexes au sein de l'organisme.

Coliforme : Bactérie en forme de bâtonnet présente dans les appareils digestifs de la plupart des animaux, couramment utilisée comme indicateur de contamination fécale.

Compostage : Décomposition contrôlée de la matière organique en conditions aérobies au cours de laquelle les substances se transforment en humus. Le processus est exothermique et conduit à l'augmentation de la température. La technique est utilisée pour améliorer la qualité fertilisante des fumiers.

Dégradation : décomposition de substances (organiques) sous une action chimique, physique et/ou biologique.

Dénitrification : Réduction anaérobie des substances azotées, tels que les nitrates, en azote élémentaire.

Deshydratation : Processus d'élimination de l'eau contenue dans l'effluent d'un digesteur par évaporation ou filtration.

Digesteur : Enceinte au sein de laquelle la digestion anaérobie se déroule; elle peut aussi être construite pour stocker le gaz produit au cours de la digestion.

Digesteur anaérobie : Réacteur conçu pour assurer la dégradation de la matière organique par action de bactéries anaérobies.

Digesteur en continu : Digesteur régulièrement chargé en continu ou à l'aide de petits apports de substrat frais à des intervalles courts; Le substrat frais introduit chasse automatiquement un volume équivalent d'effluents digérés et le processus se déroule sans interruption.

Digesteur en discontinu : Digesteur contenant des substances introduites en une seule charge. L'évacuation de la charge toute entière est assurée lorsque le temps de rétention est atteint.

Digestion des boues : Processus par lequel la matière organique contenue dans les boues est gaséifiée, liquéfiée et minéralisée pour être transformée en une forme stabilisée grâce à l'activité des organismes anaérobies (cas général).

Digestion : Processus de décomposition contrôlée de matières organiques normalement en conditions anaérobies.

Digestion anaérobie : Processus de dégradation de la matière organique et de stabilisation sous l'effet de l'activité de bactéries anaérobies dont résulte la production de biogaz biométhanisation. Le processus est légèrement exothermique (production de chaleur).

Dioxyde de carbone : CO_2, gaz résultant de la combustion ou oxydation totale de tout matériau contenant du carbone.

Eau de Vidange : Mélange d'urine et de féces humains récupérées à l'aide de seaux ou de citernes mobiles.

Effluent de digesteur : mélange de matière organique fermentée et d'eau.

Effluent : Boue ou liquide fermenté sortant du digesteur.

Enzyme : substance organique complexe (principalement une protéine), produite par des cellules vivantes ayant la propriété de catalyser (faciliter) les transformations telles que celles intervenant dans la digestion anaérobie.

Facultative : Aptitude de certaines bactéries à vivre aussi bien en milieu aérobie qu'anaérobie.

Féces : Excréta des animaux, en général provenant du bétail bovin.

Copyrighted material

Fraction solide : Total des matières décomposés et en suspension dans un échantillon, défini en général en milligramme par litre ou en pourcentage.

Fraction liquide : Partie liquide extractible des boues sédimentées. S'applique en général au liquide situé entre les boues sédimentées et l'écume flottante à la surface du contenu du digesteur. Indique aussi la fraction liquide après filtration de l'effluent.

Gazomètre flottant : Un volume de stockage du biogaz constitué par une cuve ouverte inversée flottant sur un liquide tel que l'effluent à traiter ou sur un joint hydraulique rempli d'eau; ce couvercle monte avec la production de biogaz et descend avec sa consommation. Le poids du couvercle régit la pression du biogaz contenu à l'intérieur.

Gazomètre : Dispositif séparé du digesteur qui réceptionne et stocke le biogaz produit.

Humus : Produit final issu du processus de compostage constitué en majeure partie d'acides humiques, de lignine et de cellulose.

Impuretés : Matières minérales lourdes constituées par du sable, des graviers, des cendres, souvent présentes dans les substrats à digérer et qui s'accumulent au fond du digesteur.

Inactivation : Processus par lequel les oeufs de parasite, les champignons, les bactéries pathogènes et les virus sont inhibés et par suite incapables de proliférer.

Inoculum : Tout substrat, tel qu'un effluent digéré lorsqu'il est apporté à un nouveau cycle de fermentation pour dynamiser la dégradation de la matière organique et la production de méthane en résultant.

Installation de biogaz : Installation construite pour transformer de la matière organique en biogaz et en boues.

Lisier : Mélange d'excréta et d'eau issus des étables ou de porcheries.

Matière minérale : Matières en solution ou en suspension, telles que sable, sels, métaux, calcium, et autres minéraux non dégradables par les micro-organismes.

Matière organique : matières d'origine végetale ou animale. Elle est en général dégradable par les micro-organismes.

Mésophilie : Caractéristique d'un milieu dont la température est modérée, variant dans la gamme 30° à 40°c.

Métabolisme : Processus de changements biochimiques liés à l'activité cellulaire par lequel de l'énergie est produite au bénéfice de processus vitaux permettant la synthèse de nouvelles matières (catabolisme et anabolisme).

Méthane (CH_4) : Gaz inflammable, sans couleur ni odeur, principal constituant du gaz naturel, du gaz de cokerie et du biogaz.

Oxyde de carbone : CO, gaz résultant de la combustion ou oxydation incomplète de toute source de carbone.

Pathogène : Caractéristique des organismes sources de maladies.

Peatrum : Partie de l'effluent tamisé après la digestion thermophile de contenus de panse de bovin et de fèces.

Piston : Mode d'avancement longitudinal au sein d'un digesteur en l'absence de brassage. S'oppose au mode de fonctionnement infiniment mélangé.

Procédé anaérobie par contact : Procédé anaérobie par lequel les microorganismes sont séparés de l'effluent par sédimentation ou autres processus et sont recyclés dans le digesteur afin d'accroître la stabilisation du milieu.

Copyrighted material

Production spécifique de gaz : Volume journalier de gaz produit par unité de volume de digesteur.

Ratio C/N : Rapport entre la quantité de carbone et celle d'azote total.

Réaction Exothermique : réaction chimique au cours de laquelle de l'énergie est libérée.

Réaction Endothermique : Réaction chimique nécessitant une consommation d'énergie (provenant du milieu) pour se développer.

Solide en suspension : particules solides en suspension dans l'eau ou tout autre liquide.

Substrat : matière entrant dans un digesteur.

Temps de rétention hydraulique : Temps de séjour dans le digesteur du substrat liquide avant son évacuation. Il est égal au volume utile du réacteur divisé par le débit de liquide entrant.

Temps de séjour : Durée théorique de présence du substrat dans le digesteur, obtenue en divisant le volume utile par le débit d'écoulement du substrat.

Temps de rétention : Nombre de jours durant lesquels la matière organique ou les bactéries séjournent dans le digesteur (cf. temps de séjour).

Thermophile : S'applique à une digestion se déroulant dans une gamme de température élevée, usuellement entre 50 et 70°c.

Toxicité : Condition de milieu qui entraîne l'inhibition, l'arrêt de la croissance ou de l'activité fonctionnelle des organismes vivants.

Volume utile : Volume du digesteur réellement utilisé pour l'activité bactérienne. Il est obtenu en réduisant le volume total du digesteur des volumes occupés par les boues et les écumes.

Copyrighted material

ANNEXE 3

INSTITUTS ET CHERCHEURS

ALLEMANGNE

1. Federal Research Institute for Agriculture, Institute for Technology (FAL), D 3301 Braunschweig-Volkenrode.
2. Tansfer Centre Biotechnology, Hochschule Bremerhaven, An der Karlstadt 8, D 2850 Bremerhaven.
3. University Hannover, D 3000 Hannover.
4. University Hohenheim, D 7000 Stuttgart 70.
5. University Kiel, D 2300 Kiel.
6. University Muenchen, D 8000 Muenchen.
7. University Oldenburg, D 2900 Oldenburg
8. Institute for Agricultural Technology, Voettinger Str. 36, D 8050 Friesing-Weihenstephan.
9. Bremen Overseas Research Development Association, Bahnhofsplatz 12 (Uebersee-Museum), D 2800 Bremen.
10. Society for Technical Cooperation (GTZ) D 6236 Eschborn/Ts.

BELGIQUE

1. Willy Verstraete; State University Gent; Lab. Microbial Ecology; Coupure L 653; 9000 Gent.

BRESIL

1. IPT: Instituto de Pesquisas Technologicas do Estado de Sao Paolo S/A (Institute of Technological Research of the State of Sao Paolo).
2. CETESB: Companhia de Technologica de Saneamento Ambiental (Environmental Sanitation Technology Company, State of Sao Paolo).
3. USP-Sao Carlos: Universidade de Sao Paulo. Campus of Sao Carlos University of Sao Paolo).
4. Instituto de Saneamento Ambiental da Pontificia Universidade Catolica do Parana (Environmental Sanitation Institute of Catholic University, State of Panama).
5. Companhia de Saneamento Basico do Estado de Sao Paolo (Water and Sewage Company of the State of Sao Paulo).
6. Universidade Estadual Julio Mesquite Filho (State University Julio Mesquite Filho State of Sao Paulo).
7. Empresa Brasileira de Assestencia Technicae Extensao Rural (Brasilian Company for Technical Assistance and Rural Extension).

Copyrighted material

8. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria (Brasilian Company for Agricultural and Feedstock Growing Research).
9. Companhia Energetica de Sao Paulo (Energy Company of the Stat of Sao Paulo).
10. Universidade Federal de Pelotas (Federal University of Pelotas, State of Rio Grande do Sul).
11. Companhia de Saneamento do Parana (Water and Sewage Company of the State of Parana).
12. Fundacao de Amparo a Technologica e Meio Ambiente (Foundation for Technology and Environment, State of Santa Catarina).
13. Coordenacao de Programas de Pos-Graduacao em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Coordination of Post-graduation Programmes in Engineering, Federal University of Rio de Janeiro).
14. Superintendencia dos Recurses Hidricos e Meio Ambiente (Superintendence of the Water Resources and Environment, State of Parana).
15. Paulo Nobre; SABESP; Rua Costa Carallio 300; 05459 Sao Paulo SP.
16. Sonia Vieira; CETESB; Av. Prof. F. Hermann Jr., 345; 05459 Sao Paulo SP.

CANADA

1. University of Manitoba.
2. The Canada Centre for Inland Waters at Burlington, Ontario.
3. The Engineering and Statistical Research Centre.
4. The National Research Council.
5. Department of Bioresource Engineering University of British Columbia.
6. IDRC - International Development Research Centre, Box 8500, Ottawa.
7. University of Western Ontario.
8. Laval University.
9. University of Saskatchewan.
10. Department of Microbiology, University of Guelph.
11. Department of Civil Engineering, University of Nova Scotia.
12. Renewable Energy Division, Energy Mines Resources, Canada.
13. University of Ottawa.

CHINE

1. Chengdu Biogas Research Institute, Agriculture (China Chengdu Biogas Research and Training Centre fro Asia and the Pacific).
2. Sichuan Provincial Rural Energy Office, Chengdu/Sichuan.
3. Chengdu Biology Institute of the Chinese Academy of Sciences.
4. Sichuan Provincial Institute for Environmental Protection, Chengdu/Sichuan.
5. Biology Department of the South Western Teacher's University Chongking.
6. Wuhan Energy Research Institute, Wuhan.
7. Department of Environmental Engineering, Chengdu University of Science and Technology, Chengdu/Sichuan.
8. Jiangsu Provincial Biogas Research Institute.
9. Zhejiang Provincial Solar Energy and Biogas Research Institute, Hangzhou.

Copyrighted material

10. Zhejiang Agricultural University, hangzhou.
11. Shanghai Industrial Microbiology Institute, Shanghai.
12. Beijing Municipal Institute for Environmental Protection, Beijing.
13. Department of Environmental Engineering, Quinhua University, Beijing.
14. Beijing Microbiology Research Institute, Beijing.
15. Guangzhou Energy Research Institute of the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou.

COLOMBIE

1. Alvaro Orozco; Universidad de Los Andes; Depto de Ingenieria Civil; Universidad de los Andes; Apartado Aerco 4976; Bogota.

DANEMARK

1. The Coordination Committee for Cooperative Biogas Agency; Landemarket 11, DK 1119, Dams Energy A, Copenhagen K.
2. STUB (urn coordination group for technical development of biogas) & The Biogas Laboratory Secretariat: Technological Institute, Gregersensvei DK 2630 Taestrup.
3. The Test Station for Biomass SJF, Bygholm, DK 8700 Horsens.
4. The National Agricultural Test Station, Askov.
5. Hojbogaard Biogas Plants Ltd., DK 5580 Norre Aaby.
6. Institute of Thallophytes, University of Copenhagen.
7. University of Aalborg.
8. Dept. of Vet. Microbiology, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.
9. Dept. of Crop, Husbandry and Plant Breeding, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen.
10. Institute of Agricultural Economics, Copenhagen.
11. Danish Meat Products Laboratory, Ministry of Agriculture, Copenhagen.

EGYPTE

1. The American University, Cairo.
2. Faculty of Agriculture, Cairo University, Cairo.
3. National Research Centre, Dokki, Cairo.
4. Soils and Water Research Institute, Agricultural Research Centre, Giza.
5. Egyptian Solar Energy Society, Cairo.
6. Renewable Energy Supreme Council, Ministry of Electricity and Energy, Cairo.
7. IDRC - CP 14 Orman, Giza, Cairo.

Copyrighted material

EQUATEUR

1. OLADE - Organizazacion Latinoamericana de Energia, P.O. Box 6413 C.C.I., Quito.

ESPAGNE

1. Instituto de Energies Renovables, CIEMAT, Ciudad Universitaria, Madrid.
2. Escuela T.S. Ingenieros Agronomos, Departemento de Ingenieria Rural, Ciudad Universitaria, 28040 Madrid.
3. Instituto par la Diversification y Ahorro Energetico IDAE, Paseo de la Castellana 95, Madrid.
4. Empresa Nacional Adaro SA ENADIMBA, Doctor Esquerdo 138, Madrid.
5. Instituto de las Grasa, CSIC, Seville.
6. Diputacio de Barcelona, Seccio Technica d'Agricultura Urgell 187, Barcelona.
7. Universitat Autonoma de Barcelona, Department de Quimica Technica Bellaterra, Barcelona.
8. Universidad de la Laguna, Departemento de Quimica Technica, La Laguna, Tenerife.
9. Universidad de Santiago de Comostela, Departemento de Ingenieria Quimica, Avenida de las Ciencias B/N, Santiago de Compostela.
10. Fernando Polanco; Depart. de Ingenieria Quimica; Facultad de Ciencias; Universidad de Valladolid; 47011 Valladolid.

ETATS-UNIS D'AMERIQUE

1. Gas Research Institute, Chicago.
2. Agricultural Engineering Department, Cornell University, New York.
3. University of Illinois.
4. Solar Energy Research Institute, Golden, Colorado.
5. University of Utah, Salt Lake City.
6. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
7. Centre for Energy and Environmental Studies, Princeton University, N.J.
8. Joseph Visalli; N.Y. State Energy Research and Development Authority; 2 Rockefeller Plaza; Albany, N.Y. 12223.
9. S.M. Switzenbaum; Environmental Engineering Programme, Department of Civil Engineering, University of Massachusetts, Amherst.

FINLANDE

1. Microbiology Institute, University of Helsinki, Helsinki.
2. Biotechnology Laboratory, Technical Research Centre, SF 02130 Espoo.
3. Energy Laboratory University of Oulu, Oulu.
4. University of Joansuu, Joenssu.
5. Agricultural Centre of Mikkeli.

Copyrighted material

6. Tampere Univ. Technology/Water Supp. & Sanitation, Tampere.
7. Finnish Pulp and Paper Research Institute, Helsinki.

FRANCE

1. Institut National de Recherche Agronomique (INRA).
2. Institut National des Sciences Appliquées (INSA).
3. Institut de la Recherche Chimique Appliquée (IRCHA).
4. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS).

INDE

1. Gobar Gas Research and Training Centre, Etawah.
2. Central Food Technological Research Institute, Mysore 570013.
3. Orissa Renewable Energy Development Agency, Bhubaneswar.
4. ESCAP Regional Centre for Technology Transfer, Banggalore.
5. Centre of Science for Villages, Wardha.
6. Resources Development Institute, Bhopal.
7. Khadi and Village Industries Commission, Bombay.
8. Panjal University, Chandigarh.
9. Indian Institute of Technology, New Delhi.
10. National Environment Engineering Research Institute, Nagpur.
11. Centre for Application of Science and Technology to the Rural Areas (Astra), Indian Institute of Science, Bangalore.
12. Department of Non-conventional Energy Sources, Ministry of Energy, New Delhi.
13. Indian Agricultural Institute, New Delhi.
14. National Institute of Waste Recycling Technology, Bombay.
15. IDRC - 11 Jor Bagh, New Delhi 110 003.

IRAN

1. Biogas Department of the Ministry of Energy, Teheran.
2. Solar Energy Centre of the Engineering School, Shiraz University.

ISRAEL

1. MIGAL - Galilee technological Centre, Kiryat-Shmona 10-200.
2. Department of Environmental and Water Resources Engineering, Technion, Israeli Institute of Technology, Haifa 32000.
3. The Hebrew University, Jerusalem.
4. Centre for Biotechnology, University of Tel-Aviv, Ramat Aviv, Tel-Aviv.
5. Israeli Institute for Biological Research, Rehovot.

Copyrighted material

ITALIE

1. Andrea Tilche; ENEA; Fare Dept.; Via Mazzini 2, 40138 Bologna.
2. Fabrizio de Poli; Environmental Engineering Dpt.; CRE Cascciaa; Via Angillarese; 0060 Roma.
3. Alberto Rozzi; Instituto di Ingegneria Sanitaria, Politecnico di Roma.

JAPON

1. Bioindustry Development Centre (BIDEC) Dowa Building 10-5 Shimbashi 5-chome, Minate-ku, Tokyo 105.
2. Fermentation Research Institute, Agency of Industrial Science and Technology, Ministry of International Trade and Industry 1-3, Higashi-1chome, Tsukuba City, Ibaraki Prefecture 305.
3. New Energy Development Organization (NEDO) Sunshine 60 bldg., 1-1 Higashi Ikebukuro 3-chrome, Toshima-ku Tokyo 170.
4. Kurita Water Ltd., Moto Yoda Kurita; 7-1 Wakamiya; Morinosato; Atsugi City 243-01.
5. Tsugio Kono; Aqua Renais. Res. Asso.; Toranomon Takagi Building 1-7-2 Nisisinbasi, Minato-ku, Tokyo 105.

NEPAL

1. Swiss Association for Technical Assistance, Kathmandu.
2. Institute of Engineering, Kathmandu.
3. Institute of Science and Technology, Tribhuvdn University, Kathmandu.
4. Development and Consulting Services, Butwal.
5. International Centre for Integrated Mountain Development, Kathmandu.
6. Research Centre for Applied Science and Technology, Kathmandu.
7. Agricultural Development Bank, Kathmandu.
8. Gobar Gas Co., Lalitpur.
9. Gobar Gas Company, Kathmandu.
10. United Mission to Nepal, Kathmandu.

NOUVELLE-ZELANDE

1. Centre for Waste Treatment and Biogas Technology, Invermany Agriculture Centre, Ministry of Agriculture and Fisheries, Mosgiel.
2. Biotechnology Section Forest Research Institute, Rotoura.
3. Biotechnology Department, Massey University, Palmerston.
4. University of Canterbury, Christchurch.

Copyrighted material

PAYS-BAS

1. Agricultural University of Wageningen (LUW), Wageningen.
2. Catholic University of Nijmegen (KUN), Nijmegen.
3. Technical University of Delft (TUD), Delft.
4. University of Amsterdam (UVA), Amsterdam.
5. Institute for Storage and Processing of Agricultural Products (IBVL), Wageningen.
6. Central Institute for Nutrition Research.
7. Institute of Applied Natural Sciences (TNO/MT).
8. Netherlands Institute of Agricultural Engineering (IMAG).
9. Aris Schellinkhout; DHV Consulting Engineers; PO Box 85, 3800 Am Amersfoort.
10. Louse Wildschut; Haskoning BV, 6500 AD Nijmegen.
11. International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, PO Box 3015, 2601 DA Delf.

REPUBLIQUE DE COREE

1. Ajou University Kyunggi Do.
2. Institute of Agricultural Science, Suweon.
3. Korean Advanced Institute of Science and Technology, Seoul.
4. Seoul National University, Suweon.
5. Ministry of Energy and Resources, Seoul.

SUEDE

1. Technical Microbiology and Chemistry Centre, Lund University, Lund.
2. Swedish Institute of Agricultural Engineering, Uppsala.
3. The Royal Institute of Technology, Stockholm.
4. Swedish Water and Air Pollution Research Institute, Stockholm.

THAILANDE

1. Asian Institute of Technology, PO Box 2754, Bangkok 10501.
2. Chiang Mai University, Faculty of Engineering, Chiang Mai.
3. Mahidol University, Bangkok 10400.
4. Kasetsart University, Bangkok 10900.
5. Chuldlongkorn University, Bangkok 10500.
6. Maejo Institute of Agriculture Technology, Sansai, Chiang Mai 50290.

Copyrighted material

CAHIERS TECHNIQUES DE LA FAO

BULLETINS DES SERVICES AGRICOLES DE LA FAO

1 La planification agricole dans les premières phases du développement, 1970 (A E F)
2 La planification comme instrument dynamique du développement agricole, 1970 (A E F)
3 Karakul processing, 1969 (A)
4 Pain à base de farines composées, 1969 (A* E F)
5 Le séchage au soleil de fruits et de légumes, 1969 (A E F)
6 Traitement des noix d'anacarde, 1970 (A E F)
7 Technologie de la production de farine de graines de coton utilisable dans les aliments protéiques, 1975 (A E F)
8 Traitement du manioc, 1973 (Nouvelle édition, 1978, disponible en A, E et F dans la Collection FAO: Production végétale et protection des plantes, n° 3.)
9 Liste des institutions s'occupant de technologie alimentaire dans le monde, 1971 (A/E/F*)
10 Technologie de la production de farines et d'aliments protéiques à partir des graines d'arachides, 1975 (A E F)
11 Technologie de la production de farines et d'aliments protéiques à partir des graines de soja, 1971 (A E F)
12 Cours de formation en matière de génie agricole: guide à l'usage des instructeurs, 1972 (A E F)
12 Sup. 1. Elements of agricultural machinery, Vol. 1, 1977 (A E)
12 Sup. 2. Elements of agricultural machinery, Vol. 2, 1977 (A E)
13 Fruit juice processing, 1973 (A E)
14 La gestion des ressources naturelles du point de vue de l'environnement – l'agriculture et les sols, 1971 (A E F)
15 Manuel de sériciculture:Vol. 1 – Culture du mûrier, 1976 (A F) Vol. 2 – Elevage des vers à soie, 1974 (A F) Vol. 3 – Filature de la soie, 1975 (A F)
16 L'utilisation de l'aéronef en agriculture, 1972 (Nouvelle édition, 1974, disponible en A, E et F dans la Collection FAO: Agriculture, n° 2)
17 Emmagasinage des grains en milieu étanche à l'air, 1973 (A E F)
18 Rice testing methods and equipment, 1973 (A C)
19 L'entreposage frigorifique – principes et fonctionnement, 1973 (A E F)
19/2 Conception et exploitation des entrepôts frigorifiques, 1983 (A Ar E F)
20 Processing of natural rubber, 1973 (A)
21 Rév. 1. Résidus agricoles: répertoire mondial des institutions, 1978 (A/E/F)
21 Rév. 2. Résidus agricoles: répertoire mondial des institutions, 1982 (A/E/F)
22 Rice milling equipment operation and maintenance, 1974 (A C)
23 Rice drying (A**)
24 Liste mondiale des instituts de recherche textile, 1974 (A/E/F)
25 Utilisation de la mélasse, 1977 (A E F)
26 Tea processing, 1974 (A)
27 Some aspects of earth-moving machines as used in agriculture, 1975 (A)
28 Mechanization of irrigated crop production, 1977 (A)
29 Non-mulberry silks, 1979 (A)
30 Machinery servicing organizations, 1977 (A)
31 Rice-husk conversion to energy, 1978 (A)
32 Animal blood processing and utilization, 1982 (A C E)
33 Résidus agricoles: compendium des technologies, 1978 (A/E/F)
33 Rév. 1. Résidus agricoles: compendium des technologies, 1982 (A/E/F)
34 Gestion des exploitations agricoles, rassemblement et analyse des données, 1978 (A E F)
35 Bibliographie des résidus agricoles, 1978 (A/E/F)
36 China: rural processing technology, 1979 (A)
37 Glossaire illustré des machines pour l'usinage du riz, 1979 (Multil.)
38 Pesticide application equipment and techniques, 1979 (A)
39 Transformation de la canne à sucre et utilisation des résidus en entreprise artisanale, 1986 (A E F)
40 On-farm maize drying and storage in the humid tropics, 1980 (A C)
41 Recherches sur la gestion des exploitations agricoles pour le développement du petit paysannat, 1983 (A C E F)
42 China: sericulture, 1980 (A)
43 Prévention des pertes de denrées périssables, 1985 (A E F)
44 Pièces de rechange pour les machines agricoles, 1982 (A F)
45 Mécanisation agricole et développement: directives pour l'élaboration d'une stratégie, 1985 (A F)
46 Production agricole alimentaire et énergétique, 1983 (A E F)
47 Résidus agricoles: bibliographie 1975-81 et enquête quantitative, 1982 (A/E/F)
48 Plastic greenhouses for warm climates, 1982 (A)
49 China: grain storage structures, 1982 (A)
50 China: post-harvest grain technology, 1982 (A)
51 L'entreprise commerciale privée et le développement rural, 1983 (A E F)
52 Aeration of grain in subtropical climates, 1982 (A)
53 Traitement et stockage des céréales vivrières par les ménages ruraux, 1983 (A E F)
54 Panorama des énergies bio-combustibles, 1986 (A F)
55 Manutention, classement par qualité et utilisation de la laine, 1984 (A Ar E F)
56 L'étuvage du riz, 1986 (A F)
57 Les services d'information sur les marchés, 1986 (A E F)
58 Marketing improvement in the developing world, 1984 (A)
59 Principales denrées périssables tropicales – techniques traditionnelles de traitement après récolte, 1988 (A E F)
60 Le rouissage du jute, 1985 (A F)
61 Applications rurales de la technologie du gaz pauvre de gazogène, 1986 (A F)
62 Plans standard pour magasins à grains en climats chauds et secs, 1985 (A F)
63 Glossaire de gestion agricole, 1985 (A/E/F)
64 Manuel pour l'établissement, les opérations et la gestion des banques de céréales, 1985 (A F)
65 L'apport de la gestion des exploitations agricoles au développement des circuits financiers ruraux, 1985 (A E F)
66 Construction de cribs pour le séchage et le stockage du maïs, 1988 (A F)
67 Amélioration des cuirs et des peaux dans les pays en développement, 1986 (A C F)
68 Tropical and sub-tropical apiculture, 1986 (A)

Copyrighted material

68/2 Honeybee mites and their control – a selected annotated bibliography, 1986 (A)
68/3 Honey and beeswax control, 1990 (A** E)
68/4 Beekeeping in Asia, 1986 (A)
68/5 Honeybee diseases and enemies in Asia: a practical guide, 1987 (A)
68/6 Beekeeping in Africa, 1990 (A)
69 Construction and operation of small solid-wall bins, 1987 (A)
70 Paddy drying manual, 1987 (A)
71 Matériel agricole et développement – Principes directeurs pour la création d'ateliers villageois, 1989 (A C F)
72/1 Agricultural engineering in development – Vol. 1, 1988 (A)
72/2 Agricultural engineering in development – Vol. 2, 1988 (A)
73/1 Mulberry cultivation, 1988 (A)
73/2 Silkworm rearing, 1988 (A)
73/3 Silkworm egg production, 1989 (A)
73/4 Silkworm diseases, 1991 (A)
74 Génie agricole et développement: techniques d'entreposage, 1989 (A E F)
75 Rural use of lignocellulosic residues, 1989 (A)
76 La commercialisation des produits horticoles – manuel de référence et de formation à l'usage des vulgarisateurs, 1990 (A E F)
77 Economics of animal by-products utilization, 1989 (A)
78 Crop insurance, 1989 (A E)
79 Handbook of rural technology for the processing of animal by-products, 1989 (A)
80 Sericulture training manual, 1990 (A)
81 Elaboración de aceitunas de mesa, 1991 (E)
82 Génie agricole pour le développement: guide de conception et de construction de magasins villageois, 1990 (A E F)
83 Agricultural engineering in development: tillage for crop production in areas of low rainfall, 1990 (A)
84 Matériel agricole et développement: sélection des éléments de mécanisation, 1991 (A E F)
85 Agricultural engineering in development: guidelines for mechanization systems and machinery rehabilitation programmes, 1990 (A)
86 Stratégies pour la planification de l'assurance-récoltes, 1993 (A E F)
87 Guide pour l'établissement, les opérations et la gestion des banques de céréales, 1991 (F)
88/1 Agricultural engineering in development – Basic blaksmithing: a training manual, 1991 (A E)
88/2 Agricultural engineering in development – Intermediate blacksmithing: a training manual, 1991 (A E)
88/3 Agricultural engineering in development – Advanced blacksmithing: a training manual, 1991 (A)
89 Post-harvest and processing technologies of African staple foods: a technical compendium, 1991 (A)
90 Wholesale markets – Planning and design manual, 1991 (A)
91 Génie agricole et développement: guide pour la fabrication locale des pièces de rechange, 1993 (A E F)
92 Génie agricole et développement: promotion de la main-d'oeuvre – programmes de formation et d'éducation, 1993 (A E F)
93 L'après-récolte des grains – Organisation et techniques, 1992 (F)
94 Minor oil crops: Part I – Edible oils, Part II – Non-edible oils, Part III – Essential oils, 1992 (A)
95 Les procédés de production de biogaz pour le développement de technologies durables, 1994 (A F)
96 Small-scale processing of microbial pesticides, 1992 (A)
97 Technologie de production de farines alimentaires et de produits protéiques issus du soja, 1993 (A F)
98 Transformation de l'amidon à petite et moyenne échelle, 1993 (A F)
99/1 Génie agricole et développement: élaboration d'une stratégie en matière de mécanisation – Vol. 1 – Concept et principes, 1993 (A F E)
100 Glossary of terms for agricultural insurance and rural finance, 1992 (A)
101 Data palm products, 1993 (A)
102 Experiecias de mercadeo de pequeños agricultores en el marco de proyectos de desarrollo rural integrado, 1992 (S)
103 Banking for the environment, 1993 (A E)
104 Agricultural engineering in development: agricultural tyres, 1993 (A)
105 Apicultura práctica en América Latina, 1993 (E)
106 Promouvoir la participation du secteur privé à la commercialisation des produits agricoles en Afrique, 1993 (A F)
107 La comercialización de alimentos en los grandes centros urbanos de América Latina, 1993 (E)
108 Plant tissue culture: an alternative for useful metabolite production, 1993 (A)
109 Grain storage techniques – Evolution and trends in deveoping countries, 1994 (A)
110 Testing and evaluation of agricultural machinery and equipment – Principles and practices, 1994 (A)

Disponibilité: janvier 1994

A	–	Anglais	Multil.	–	Multilingue
Ar	–	Arabe	*		Epuisé
C	–	Chinois	**		En préparation
E	–	Espagnol			
F	–	Français			
P	–	Portugais			

On peut se procurer les Cahiers techniques de la FAO auprès des points de vente des publications de la FAO, ou en s'adressant directement à la Section distribution et ventes, FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00100 Rome, Italie.

Copyrighted material

ISBN 92-5-203126-X ISSN 1014-4218
9 789252 031260
M-09 T0541F/1/2.94/900

Copyrighted material